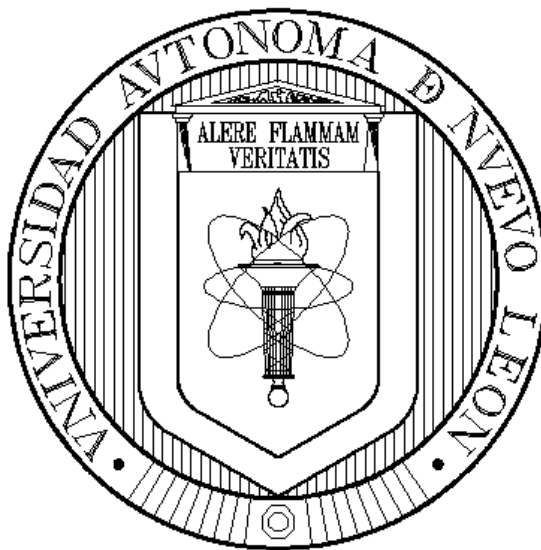


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



EVALUACIÓN ECOLÓGICA DE UN BOSQUE DE *Pinus cembroides* IMPACTADO POR FUEGO EN EL NORESTE DE MÉXICO
POR:

Ing. JUAN FRANCISCO CERDA MORENO

**Como requisito parcial para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES**

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



EVALUACIÓN ECOLÓGICA DE UN BOSQUE DE *Pinus cembroides* IMPACTADO POR FUEGO EN EL NORESTE DE MÉXICO
POR:

Ing. JUAN FRANCISCO CERDA MORENO

Como requisito parcial para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

EVALUACIÓN ECOLÓGICA DE UN BOSQUE DE *Pinus cembroides* IMPACTADO POR FUEGO EN EL NORESTE DE MÉXICO
POR:

Ing. JUAN FRANCISCO CERDA MORENO

**Como requisito parcial para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES**

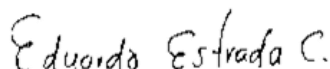
COMITÉ DE TESIS



Dr. José I. Uvalle Saucedá
Director



Dr. César M. Cantú Ayala
Asesor



Dr. Eduardo Estrada Castellón
Codirector

Dr. José R. Arévalo Sierra
Asesor externo

Agradecimientos

Un especial agradecimiento al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme una beca para poder realizar mis estudios de maestría y financiar mi proyecto de investigación.

Al Dr. José Isidro Uvalle Saucedo por dirigir mi tesis, sus sugerencias, consejos, su apoyo incondicional y su amistad.

Al Dr. Eduardo Estrada Castellón le agradezco la identificación de especies y sus comentarios para mejorar el trabajo.

Al Dr. César Cantú Ayala por sus comentarios y surgencias muy acertadas para enriquecer el estudio.

A la Ing. Sandra Solís Urbina por su ayuda en los análisis de suelo.

Al Ing. Leonel Reséndiz Dávila, a los técnicos Homero Medrano Lerma y Daniel López Carmona “El negro” por colaborar en el trabajo de campo y por compartir sus conversaciones y anécdotas antiestrés. Igualmente, por su amistad.

A mi hermano Santiago Cerda Moreno por ayudarme en el trabajo de campo y a revisar las cámaras.

A todos mis compañeros de clase por su amistad.

Dedicatoria

A mis padres Margarita Moreno Mascorro (Q.E.P.D) y Lino Cerda Mendoza.

A mis hermanos Evangelina, Santiago, Carmen, Víctor y Adriana.

Por su apoyo, comprensión y motivación brindada.

ÍNDICE

RESUMEN	I
SUMMARY	II
INTRODUCCIÓN	I
JUSTIFICACIÓN	2
HIPÓTESIS	3
OBJETIVOS	3
Objetivo general.....	3
Objetivos específicos.....	3
CAPÍTULO 1.....	4
Efectos del fuego en la diversidad y distribución del bosque de <i>Pinus cembroides</i> en General Zaragoza, Nuevo León	4
I.1 Resumen	4
I.2 INTRODUCCIÓN	5
I.3 MATERIALES Y MÉTODOS	6
I.3.1 Descripción del área de estudio.....	6
I.3.2 Metodología	7
I.4 RESULTADOS	12
I.5 DISCUSIONES.....	16
I.6 CONCLUSIONES.....	19
I.7 REFERENCIAS.....	20
ANEXO.....	27
Tablas conteniendo los parámetros ecológicos de Ar, Fr, Dr e Índice de Valor de Importancia de las cuatro condiciones analizadas.	27
CAPÍTULO 2.....	31
Fototrampeo de mamíferos medianos y grandes en un área incendiada de General Zaragoza, Nuevo León	31
II.1 Resumen	31
II.2 INTRODUCCIÓN	31
II.3 MATERIALES Y MÉTODOS	33
II.3.1 Descripción del área de estudio.....	33
II.3.2 Metodología	34
II.4 RESULTADOS	36
II. 5 DISCUSIONES.....	37
II.6 CONCLUSIONES.....	40
II.7 REFERENCIAS.....	40
ANEXO FOTOGRÁFICO	46

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.1 Resultados del Análisis de Correspondencia Canónica	15
---	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Ubicación del área de estudio.....	7
Figura 1.2 Diseño de muestreo	8
Figura 1.3 Índice de valor de importancia de las principales especies registradas en las áreas incendiadas, respecto a la exposición (nombre científico página 13).....	12
Figura 1.4 Índice de valor de importancia de las principales especies registradas en las áreas sin incendio, respecto a la exposición.	13
Figura 1.5 Índices de diversidad de Shannon y Margalef de las especies vegetales registradas en las cuatro áreas de estudio1) incendiada exposición NE, 2) incendiada exposición SW, 3) sin incendio exposición NE y 4) sin incendio exposición SW.	14
Figura 1.6 Resultado del Análisis de Correspondencia Canónica.....	16
Figura 2.1 Ubicación del área de estudio.....	34

Lista de símbolos y abreviaturas

<i>Abi</i>	Área de copa de la especie <i>i</i>
<i>Ai</i>	Abundancia absoluta
<i>Ari</i>	Abundancia relativa de la especie <i>i</i> respecto a la abundancia total
<i>C</i>	Numero de capturas
<i>CV</i>	Coeficiente de variación (es necesario realizar un muestreo piloto)
<i>Di</i>	Dominancia absoluta
<i>DMg</i>	Índice de Margalef
<i>DRi</i>	Dominancia relativa de la especie <i>i</i> respecto a la dominancia total
<i>E</i>	Error con el que se quiere obtener los valores de un determinado parámetro
<i>EM</i>	Esfuerzo de muestreo
<i>Fi</i>	Frecuencia absoluta
<i>Fri</i>	Frecuencia relativa de la especie <i>i</i> respecto a la frecuencia total
<i>H'</i>	Índice de Shannon y Wiener
<i>IAR</i>	Índice de Abundancia Relativa
ind. ha ⁻¹	Individuos por hectárea
<i>IS_s</i>	Índices de Sorensen
<i>IVI</i>	Índice de valor de importancia
m ² . ha ⁻¹	Metros cuadrados por hectárea
<i>N</i>	Numero de registros independientes
<i>n</i>	Número de unidades muestrales
<i>n</i>	Número de veces de <i>x</i> especie que apareció en el muestreo
<i>Ni</i>	Número de individuos de la especie <i>i</i>
<i>P</i>	<i>Probabilidad</i>
<i>pi</i>	Proporción de las especies
<i>Pi</i>	Número de sitios en el que está presente la especie <i>i</i>
<i>S</i>	Número de especies
<i>t</i>	Valor tabulado de <i>t</i> según los grados de libertad de (<i>n</i> -1)

RESUMEN

El bosque de *Pinus cembroides* es una comunidad vegetal que alberga gran diversidad de flora y fauna, ya que es una zona de transición entre los matorrales xerófilos y los bosques templados, tiene una gran importancia ecológica al evitar la erosión, favorecen la infiltración y restablecen los mantos acuíferos. El *Pinus cembroides* es una especie de amplia distribución geográfica en México, que está influenciada por factores como la materia orgánica, la pendiente, la altitud y el clima. Sus semillas son muy atractivas para la fauna silvestre que le sirve como agente dispersor. No es una especie adaptada al fuego, pero los individuos adultos pueden soportar incendios de baja intensidad. El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos del fuego en la vegetación y fauna a 20 años de su impacto. Para determinar si existen diferencias significativas en la riqueza y diversidad de la flora y la preferencia del hábitat de la fauna en áreas incendiadas y sin incendio. Se muestrearon 40 parcelas, se determinó el Índice de Valor de Importancia y se realizó un ANOVA para comparar riqueza y diversidad y un análisis multivariado para determinar los factores más relevantes en la distribución de las especies de flora. Se realizó un fototrampeo para monitorear la fauna y se realizó una prueba de Chi-cuadrado para comparar los registros. Se encontraron 40 especies de flora, en las áreas incendiadas *Quercus intricata* fue más importante y *Pinus cembroides* en las áreas sin incendio. El ANOVA mostró diferencias significativas ($P \leq 0.05$) de riqueza y diversidad y la prueba de Tukey mostró que el área incendiada con exposición SW presentó mayor riqueza y diversidad, que el resto. El análisis multivariado mostró que la presencia de fuego y la altitud son los factores que tienen mayor influencia en la distribución de las especies. Se encontraron nueve especies de fauna y la prueba de Chi-cuadrado no mostró diferencias ($P > 0.05$). El fuego favorece la regeneración de las especies esclerófilas y en menor medida del *Pinus cembroides*. La apertura del dosel genera condiciones favorables para algunas especies arbustivas que están suprimidas por los árboles. El venado *Odocoileus virginianus miquihuanensis* se vio favorecido por el cambio de estructura causado por el fuego.

SUMMARY

The *Pinus cembroides* forest is a plant community that houses a great diversity of flora and fauna, since it is a transition zone between xerophilous scrub and temperate forests, it has a great ecological importance by avoiding erosion, favoring infiltration and reestablishing the aquifers. The *Pinus cembroides* is a species with a wide geographical distribution in Mexico that is influenced by factors such as organic matter, slope, altitude, and climate. Its seeds are very attractive to wildlife that serves as a dispersal agent. It is not a fire-adapted species, but adult individuals can withstand low intensity fires. The objective of this study was to evaluate the effects of fire on vegetation and fauna 20 years after its impact. Determine if there is a significant difference in the richness and diversity of flora and habitat preference for fauna in burned and non-burned areas. 40 plots were sampled, the Importance Value Index was determined, and an ANOVA was performed to compare richness and diversity and a multivariate analysis to determine the most relevant factors in the distribution of flora species. Photo-trapping was performed to monitor the fauna and a Chi-square test was performed to compare the records. 40 species of flora were found, in the burned areas *Quercus intricata* was more important and *Pinus cembroides* in the areas without fire. The ANOVA showed a significant difference ($P \leq 0.05$) in richness and diversity and Tukey's test showed that the area burned with SW exposure presented greater richness and diversity than the rest. The multivariate analysis showed that the presence of fire and altitude are the factors that have the greatest influence on the distribution of the species. nine species of fauna were found, and the Chi-square test did not show differences ($P > 0.05$). Fire favors the regeneration of sclerophyllous species and, to a lesser extent, *Pinus cembroides*. The opening of the canopy creates favorable conditions for some shrub species that are suppressed by trees. The deer *Odocoileus virginianus miquihuanensis* was favored by the change in structure caused by the fire.

INTRODUCCIÓN

México cuenta con una superficie de 137.8 millones de hectáreas (ha^{-1}) cubiertas por algún tipo de vegetación forestal, de éstas 65.7 millones de ha^{-1} , equivalente al 47.7 % corresponde a superficie arbolada por bosques, selvas, manglares y otras asociaciones vegetales (CONAFOR, 2019). Los bosques de pino cubren alrededor de 52 000 km^2 (Challenger y Soberón, 2008), se distribuyen principalmente en las áreas montañosas de todo el país y de las 46 especies de pino que se estiman para México (Sánchez-González, 2008), han sido reportadas 24 en el estado de Nuevo León (Gernandt y Pérez, 2014). El *Pinus cembroides* es una de ellas y se distribuye naturalmente desde el sur de Estados Unidos hasta el centro de México (Farjon, 2013). Influenciada por factores como la materia orgánica, la pendiente, la altitud, contenido de Ca y N en el suelo (Granados *et al.*, 2015; Rosas-Chavoya *et al.*, 2016) y algunos factores climáticos han modificado su morfología (Ortiz-Medrano *et al.*, 2016). Su copa está en forma redondeada, su fuste normalmente presenta bifurcaciones desde 1.3 m, sus ramas crecen de manera ascendente y su corteza es delgada (Ríos *et al.*, 2008). Alcanza una altura de 15 m de altura, con diámetros alrededor de los 30 cm, corteza escamosa, sus conos son pequeños y casi esféricos, sus semillas son gruesas sin alas (Pavek, 1994). Esta especie al igual que otros pinos piñoneros no presenta rasgos adaptativos al fuego (Keeley, 2012). Sin embargo, los árboles maduros de alrededor de 80 años soportan incendios de intensidad baja a moderada y los regímenes de incendio en estos bosques varían entre 10-30 años (Paker, 1994). Diversos estudios muestran que, en los bosques templados, las especies que se regeneran con mayor rapidez después del incendio son las del género *Quercus* y otras especies de latifoliadas, en comparación con el género *Pinus* (Gonzales-Tagle *et al.*, 2007; 2008; Alanís *et al.*, 2010; 2011; 2012; Proença *et al.*, 2010; Nakhoul *et al.*, 2020). Se ha comprobado que la distancia del borde de vegetación sin quemar está estrechamente relacionada con la regeneración de *Pinus* spp. (Asselin *et al.*, 2001; Beghin *et al.*, 2010).

Los bosques de *Pinus cembroides* tienen una gran importancia ecológica, al evitar la erosión, favorecen la infiltración y restablecen los mantos acuíferos subterráneos (Constante *et al.*, 2009) y albergan entre 40 y 80 especies vegetales (Granados *et al.*, 2015; Rosas-Chavoya *et al.*, 2016; Barrera *et al.*, 2018). Así mismo, sus semillas son fuente de alimento para el ser humano, la fauna silvestre y el ganado, y su cobertura funciona como protección para diversas especies de flora y fauna (Pavek, 1994). Normalmente se utiliza como combustible, para construcciones rurales, estantes, se colecta su semilla y en menor proporción se utiliza para obtener madera (Sánchez-González, 2008).

JUSTIFICACIÓN

Debido a que en el área de estudio existen escasos estudios sobre biodiversidad y sobre la recuperación que ha tenido la vegetación después de ser afectada por el fuego, no se conoce con precisión como responde esta comunidad vegetal al impacto del fuego, ni cuales especies son más resistentes y resilientes al disturbio. Así mismo, se desconoce el efecto que ocasionó el fuego en la fauna silvestre, información que es necesaria para manejar el hábitat y sus poblaciones de manera adecuada. Este estudio es de gran relevancia ya que se puede considerar para el manejo del fuego y de los recursos naturales en esta región, para evitar resultados inesperados.

HIPÓTESIS

Hipótesis 1 = El bosque de *Pinus cembroides* sin impacto por incendios, presenta mayor riqueza y diversidad de especies, que aquellas áreas de esta comunidad vegetal, a 20 años de haber ocurrido un incendio.

Hipótesis 2 = Existe diferencias en la preferencia del hábitat de mamíferos medianos y grandes en ambas áreas estudiadas.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar los efectos del fuego en la vegetación y en la fauna silvestre a 20 años de su impacto, en un bosque de *Pinus cembroides* en General Zaragoza, N.L.

Objetivos específicos

- Comparar la estructura y diversidad de la vegetación en áreas incendiadas y sin incendio
- Estimar qué factores son más importante en la distribución de las especies de flora
- Evaluar la producción de semillas de *Pinus cembroides* en un ciclo productivo
- Determinar qué áreas prefieren los mamíferos medianos y grandes

CAPÍTULO 1

Efectos del fuego en la diversidad y distribución del bosque de *Pinus cembroides* en General Zaragoza, Nuevo León

I.1 Resumen

El fuego ha sido un agente evolutivo que ha transformado los ecosistemas del mundo, impulsando la creación de rasgos especializados de las especies propensas a quemarse. La regeneración depende de las estrategias de reproducción y dispersión de las especies. El objetivo de este estudio fue comparar la riqueza y diversidad de áreas que se incendiaron hace 20 años y áreas sin incendio, para determinar si existen diferencias significativas. Además de determinar qué factores tienen mayor influencia en la distribución de las especies. Se muestrearon 40 parcelas de 20 x 20 m, 10 para cada área (con incendio, exposición NE y SW, sin incendio, exposición NE y SW), se midió la vegetación, se estimaron las variables físicas y se tomaron muestras de suelo. Se determinó el Índice de Valor de Importancia y se aplicaron índices de diversidad y similitud. Se realizó un ANOVA para comparar riqueza y diversidad y un análisis multivariado para determinar los factores más relevantes en la distribución de las especies. Se encontraron 40 especies. En las áreas incendiadas *Quercus intricata* fue más importante y *Pinus cembroides* en las áreas sin incendio. El ANOVA mostró una diferencia significativa ($P \leq 0.05$) de riqueza y diversidad y la prueba de Tukey mostró que el área incendiada con exposición SW presentó mayor riqueza que el resto y más diversidad que el área sin incendio. El fuego favorece la regeneración temprana de las especies esclerófilas y en menor medida del *Pinus cembroides*. La apertura del dosel genera condiciones favorables para algunas especies arbustivas que están oprimidas por los árboles.

I.2 INTRODUCCIÓN

Los bosques de pino en México cubren alrededor de 52 000 km² (Challenger y Soberón, 2008), se distribuyen principalmente en las áreas montañosas de todo el país y de las 46 especies de pinos que se estiman para México (Sánchez-González, 2008), han sido reportadas 24 en el estado de Nuevo León (Gernandt y Pérez, 2014). El *Pinus cembroides* es una de ellas y se distribuye naturalmente desde el sur de Estados Unidos hasta el centro de México (Farjon, 2013). Influenciada por factores como la materia orgánica, la pendiente, la altitud, contenido de Ca y N en el suelo (Granados *et al.*, 2015; Rosas-Chavoya *et al.*, 2016) y algunos factores climáticos han modificado su morfología (Ortiz-Medrano *et al.*, 2016). Esta especie al igual que otros pinos piñoneros no presenta rasgos adaptativos al fuego (Keeley, 2012), por lo que los incendios pueden tener una severidad alta.

El fuego ha sido un agente evolutivo que ha moldeado la estructura, composición y distribución geográfica de los ecosistemas del mundo, impulsando la creación de rasgos especializados de las especies propensas a quemarse (Bond y Keeley, 2005; Lamont *et al.*, 2019; Molinari *et al.*, 2020). Algunos estudios muestran que la topografía, el clima y los combustibles son factores que determinan la severidad y tamaño de los incendios (Fang *et al.*, 2015; Estes *et al.*, 2017). Y si bien, los bosques pueden recuperarse al estado anterior a la perturbación, los cambios en los procesos del ecosistema, inmediatamente después del incendio y durante el intervalo de recuperación, podrían afectar la prestación de servicios ecosistémicos (Proença *et al.*, 2010). Así mismo, la regeneración después de un incendio depende de la resiliencia de las especies, básicamente de las estrategias de reproducción y dispersión (Han *et al.*, 2015; Choung y Choung, 2019). Diversos estudios muestran que, en los bosques templados, las especies que se regeneran con mayor rapidez después del incendio son las del género *Quercus* y otras especies de latifoliadas, en comparación con el género *Pinus* (González-Tagle *et al.*, 2007; 2008; Alanís *et al.*, 2010a; 2011; 2012; Proença *et al.*, 2010; Nakhoul *et al.*, 2020). Se ha comprobado que la distancia del borde de

vegetación sin quemar está estrechamente relacionada con la regeneración de *Pinus* spp. (Asselin *et al.*, 2001; Beghin *et al.*, 2010).

En México se ha estudiado la vegetación post-incendio de los bosques templados que incluyen especies como *Pinus pseudostrobus*, *P. strobiformis*, *P. hartwegii* y *P. culminicola* (Alanís *et al.*, 2014; Rubio *et al.*, 2015; Ramos *et al.*, 2017; López *et al.*, 2017; Arévalo *et al.*, 2017). Pero hacen falta estudiar la vegetación post-incendio de los bosques de *Pinus cembroides*, ya que son comunidades con gran diversidad biológica (Barrera *et al.*, 2018). El objetivo de este estudio fue comparar la estructura y diversidad de la vegetación de las áreas incendiadas y sin incendio para determinar si existe diferencia significativa en la riqueza y diversidad, además, de determinar que factor tiene mayor influencia en la distribución de las especies. Este estudio es de gran importancia debido a que no se conoce con precisión como responde esta comunidad al impacto del fuego. Esta investigación puede ser de ayuda para el manejo adecuado del fuego y de los recursos naturales, para no realizar acciones generalizadas que se utilizan para otros bosques dominados por especies del género *Pinus*.

I.3 MATERIALES Y MÉTODOS

I.3.1 Descripción del área de estudio

El área de muestreo se encuentra ubicada en la comunidad Santa Rosa, municipio de Gral. Zaragoza, N.L, entre las coordenadas extremas 23°49'14"; 23°47'23" N y 99°47'02"; 99°45'25"W y en un rango de altitud de 2200-2600 m y cuenta con un área de 402.55 ha⁻¹, de la cuales 170 ha⁻¹ son de vegetación natural de exposición noreste, 80 ha⁻¹ de exposición suroeste, 84. 95 ha⁻¹ de vegetación incendiada exposición noreste y 67.6 ha⁻¹ de exposición suroeste (figura 1.1). El clima dominante en esta área es templado subhúmedo con lluvias en verano C (w2) (INEGI, 2001a). Además, de acuerdo la estación climatológica de General Zaragoza, el área presenta una temperatura promedio anual de 16.6 °C y una precipitación promedio anual de 534.9 mm y un pico de precipitación en

el mes de septiembre.

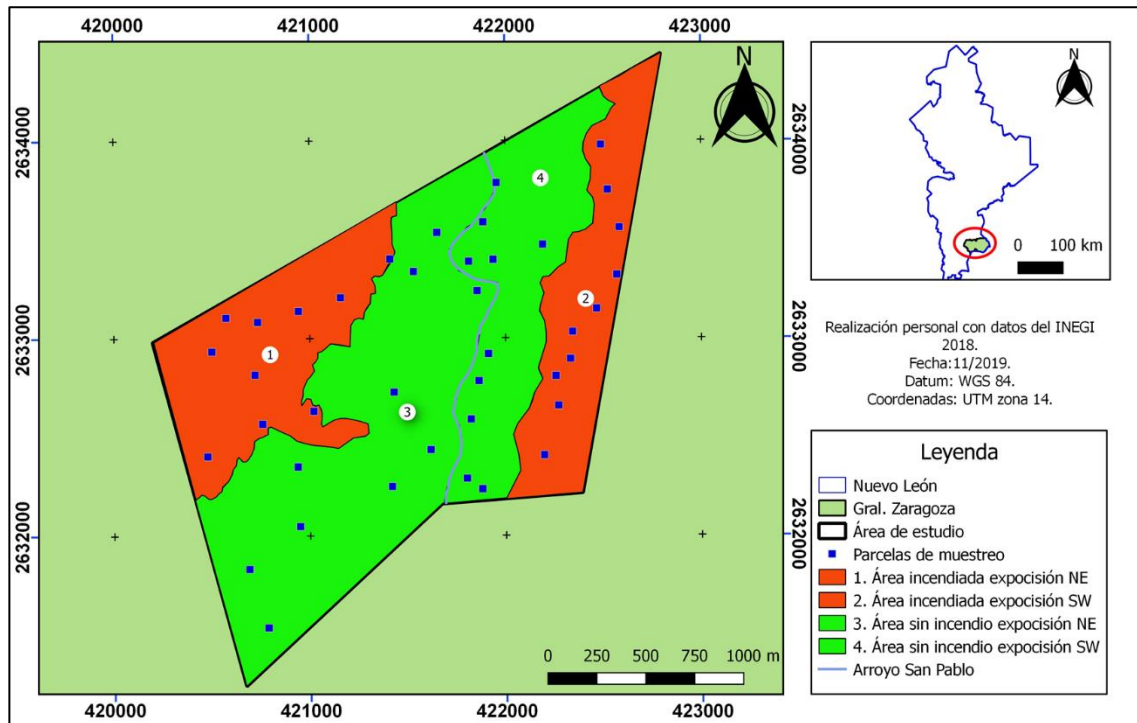


Figura 1.1 Ubicación del área de estudio.

El área de estudio se encuentra dentro de la provincia fisiográfica de la sierra madre oriental, en la subprovincia de la gran sierra plegada y dentro de las topoformas de sierra en la totalidad de su superficie (INEGI, 2001b). La vegetación natural dominante registrada históricamente es de bosque de pino-encino (DETENAL, 1978). De acuerdo con, Ibarra y Paz (2013) las especies de mamíferos que se pueden encontrar en General Zaragoza son: venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis*, coyote *Canis latrans*, oso negro *Ursus americanus*, ardilla negra *Spermophilus variegatus*, gato montés *Lynx rufus*, puma *Puma concolor stanleyana*, entre otras

I.3.2 Metodología

Cálculo del número de muestras

Para determinar el número de muestras necesarias se utilizó el modelo matemático propuesto por Mostacedo y Fredericksen (2000).

$$n = \frac{t^2 * CV^2}{E^2 + \frac{t^2 * CV^2}{N}}$$

Dónde n = número de unidades muestrales, E = error con el que se quiere obtener los valores de un determinado parámetro, t = valor que se obtiene de las tablas de “t” de Student, generalmente se usa t = 0.05, N = total de unidades muestrales, CV = coeficiente de variación.

Muestreo

Para medir la vegetación y el suelo se siguió la metodología utilizada por Arévalo *et al.* (2017), ajustada a las condiciones del área de estudio. Se implementaron 40 parcelas de 20 m x 20 m (400 m²) donde se midió el estrato arbóreo. Dentro de estas parcelas se establecieron 5 cuadrantes de 5 x 5m (25 m²) ubicadas en el centro y en las esquinas del cuadrante de 400 m², donde se evaluó el estrato arbustivo. De igual forma, dentro de estas parcelas de 25 m² que se encuentran en las esquinas del cuadrante mayor se establecieron cuadrantes de 1 x 1 m (1 m²), ubicados en el vértice que une a los cuadrantes correspondientes al estrato arbustivo y arbóreo, donde se evaluó el estrato herbáceo y la regeneración del estrato arbustivo y/o arbóreo (individuos ≤ 40 cm de altura) (figura 1.2). En el centro del cuadrante de 25 m² que se encuentra en la parte central del cuadrante de 400 m² se colectó una muestra de suelo de aproximadamente 1 kg a una profundidad ≤ a 30 cm.

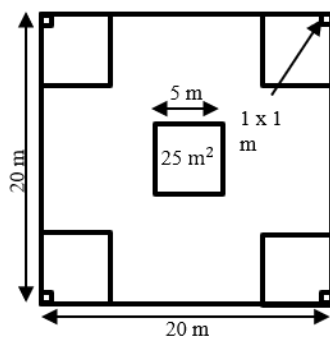


Figura 1.2 Diseño de muestreo

Caracterización

Para comparar la estructura y la composición de la vegetación en áreas sin incendio e incendiadas se evaluaron parámetros como: abundancia, dominancia y frecuencia, todos ellos con valores relativos y con la suma de estos tres parámetros ecológicos, se obtuvo el Índice de Valor de Importancia (IVI), de acuerdo con la metodología de (Mueller y Ellenberg, 1974). Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$A_i = N_i / S(ha)$$

$$Ar_i = \left[A_i / \sum A_i \right] * 100 \quad i = 1 \dots n$$

Donde A_i es la abundancia absoluta, Ar_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, N_i es el número de individuos de la especie i , y S la superficie de muestreo (ha^{-1}).

La dominancia o cobertura relativa se evaluó mediante la fórmula:

$$D_i = Ab_i / S(ha)$$

$$Dr_i = \left[D_i / \sum D_i \right] * 100 \quad i = 1 \dots n$$

Dónde: D_i es la cobertura absoluta, Dr_i es la dominancia o cobertura relativa de la especie i respecto a la cobertura total, Ab_i el área de copa de la especie i y S la superficie (ha^{-1}).

La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$F_i = F_i / NS$$

$$Fr_i = \left[F_i / \sum F_i \right] * 100 \quad i = 1 \dots n$$

Dónde: F_i = frecuencia absoluta, Fr_i = la frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total, P_i = el número de sitios en los que está presente la especie i y NS el número total de sitios de muestreo. El índice de valor de importancia (IVI) se define como:

$$IVI = Ar_i + Dr_i + Fr_i$$

Para medir la diversidad se utilizó el Índice de Shannon-Wiener.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$$

Dónde S = Número de especies, $\sum ni = N$

N = Número total de individuos de todas las especies, $P_i = n_i/N$ = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos, n_i = Número de individuos de la especie i .

Para medir la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef (1958).

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Dónde: S = número de especies, N = número total de individuos.

Para determinar la similitud de los sitios se utilizó el índice de Sorensen (Magurran, 2004).

$$IS_s = \frac{2c}{A + B}$$

Dónde: IS_s = semejanza, c = No. De especies en común, A el total de especies del sitio A y B las especies del sitio B.

Se comparó la riqueza y diversidad de especies de las áreas naturales e incendiadas mediante un análisis de varianza (ANOVA), utilizando el paquete estadístico SPSS versión 22, de acceso libre.

Se colocaron 10 trampas (canastas de 1 x 1 m) distribuidas en el área de estudio para determinar la producción de semilla de *Pinus cembroides* en un periodo productivo siguiendo la metodología utilizada por González-Rodríguez *et al.* (2013).

Ordenación

Se utilizaron los datos de cobertura relativa de cada sitio para hacer la ordenación ya que explica mejor el comportamiento de las especies con respecto a las variables ambientales (Palmer, 1993; Ter Braak, 1998), para las especies arbóreas y arbustivas.

$$Cr_i = \left[C_i / \sum C_i \right] * 100$$

Donde: Cr_i = cobertura relativa, C_i = cobertura total de una especie por parcela.

La cobertura del estrato bajo (herbáceas y regeneración) se estimó utilizando una escala del uno al nueve (1, sin cobertura; 2, > 1 % de cobertura; 3, 1-2 %; 4, 2-5 %; 5, 5-10 %; 6, 10-25 %; 7, 25-50 %; 8, 50-75 %; 9, > 75 %) (Arévalo *et al.*, 2017).

Variables físicas

Se probaron 14 variables físicas como: el porcentaje de materia orgánica, pedregosidad (piedras de diámetro no > 5 cm), suelo desnudo y exposición de la roca madre utilizando la misma escala y una parcela que se utilizó para la vegetación (1 m²). Además, se registró la altitud (msnm) con ayuda de un GPS, la pendiente y la presencia de incendio de manera visual y la exposición noreste y sureste con una brújula que también incluye el GPS. Con la muestra de suelo se determinó el porcentaje de arena, limo y arcilla, mediante la prueba al tacto utilizando un tamiz de 2 mm, la conductividad eléctrica a través de una

suspensión suelo-agua 1:5 y el pH mediante el método AS-23 relación suelo-Ca CL (NOM-021 RECNAC 2000).

Se analizaron las coberturas relativas de las especies y las variables físicas para determinar los factores que determinan su distribución. Se realizó un análisis de gradiente directo mediante un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), con el programa CANOCO versión 4.5 para Windows. La representación gráfica se obtuvo utilizando del programa Cano Draw versión 4.14.

I.4 RESULTADOS

Caracterización

Se muestrearon en campo 40 parcelas (10 por cada condición), en las que se midió la vegetación, se tomaron muestras de suelo y se evaluaron las variables físicas. Se encontró un total de 40 especies, de las cuales 33 estuvieron presentes en el área incendiada con exposición SW, 26 en el área sin incendio con la misma exposición, 25 en el área sin incendio exposición NE y 21 en el área incendiada exposición NE. En las áreas incendiadas en sus dos exposiciones las especies más importantes fueron *Quercus intricata* (IVI= 48.04, NE; 33.74, SW), *Ceanothus greggii* (IVI= 39.57, NE) y *Rhus trilobata* (IVI= 29.54, NE), estas dos últimas no tuvieron relevancia en la exposición SW (figura 1.3).

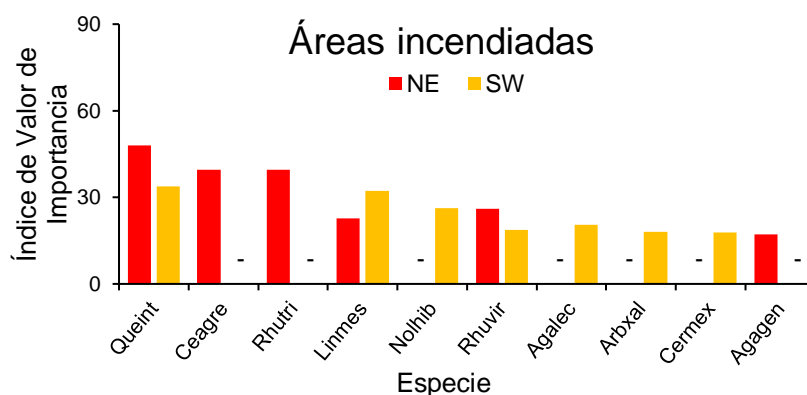


Figura 1.3 Índice de valor de importancia de las principales especies registradas en las áreas incendiadas, respecto a la exposición (nombre científico página 13).

En las áreas sin incendio las especies más relevantes fueron *Pinus cembroides* (IVI= 88.45, NE; 62.62, SW), *Quercus intricata* (IVI= 39.75, NE; 59.10 SW) y *Rhus trilobata* (IVI= 41.84, NE; 18.47 SW) (figura 1. 4).

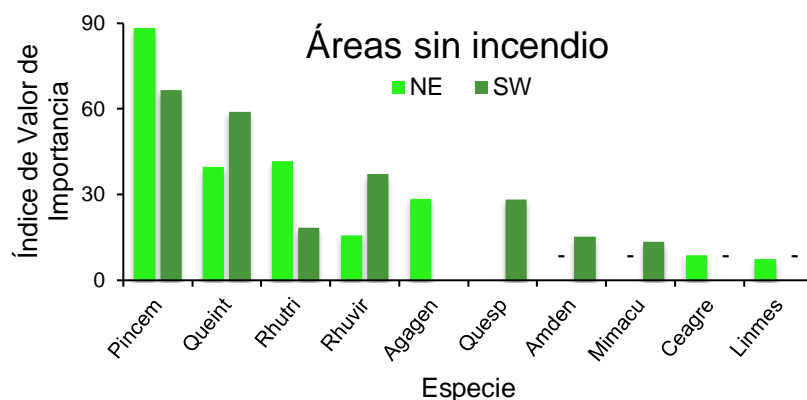


Figura 1.4 Índice de valor de importancia de las principales especies registradas en las áreas sin incendio, respecto a la exposición.

Clave de especies: Pincem= *Pinus cembroides*, Queint= *Quercus intricata*, Rhuvir= *Rhus virens*, Mimacu= *Mimosa aculeaticarpa*, Agagen= *Agave gentryi*, Linmes= *Lindleya mespiloides*, Cermex= *Cercocarpus mexicana*, Ceagre= *Ceanothus greggii*, Rhutri= *Rhus trilobata*, Agalec= *Agave lechuguilla*, Amden= *Amelanchier denticulata*, Nolhib= *Nolina hibernica*, Quesp= *Quercus* sp., Arbxal= *Arbutus xalapensis*.

Las áreas incendiadas exposición noreste y sureste tuvieron densidades de 5 101 y 7 584. 5 ind. ha⁻¹ y coberturas de 5 063.69 y 9 682.67 m². ha⁻¹, respectivamente. De igual forma, las áreas sin incendio exposición noreste y suroeste presentaron densidades de 5 786 y 5 399 ind. ha⁻¹ y coberturas de 11 053.67 y 11 7010. 42 m². ha⁻¹, respectivamente (ANEXO).

El área que presentó valores más altos de los índices de Margalef y Shannon-Wiener, fue la incendiada exposición suroeste con 4.661 y 2.746, respectivamente (figura 1.5).

De igual manera, el índice de Sorensen mostró una similitud entre las áreas incendiadas y sin incendio del 71.4 % y entre áreas sin incendio (exposición NE y SW) de 74. 5 % y entre áreas incendiadas (NE y SW) de 74.1 %.

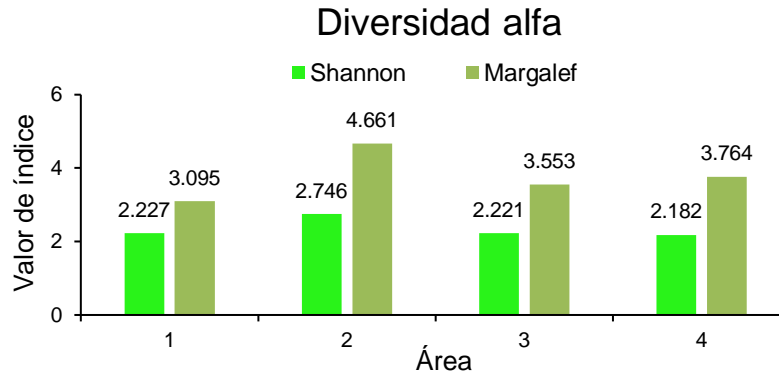


Figura 1.5 Índices de diversidad de Shannon y Margalef de las especies vegetales registradas en las cuatro áreas de estudio 1) incendiada exposición NE, 2) incendiada exposición SW, 3) sin incendio exposición NE y 4) sin incendio exposición SW.

El resultado del ANOVA mostró diferencias significativas en la riqueza y diversidad de especies de flora en áreas sin incendio e incendiadas ($P \leq 0.05$). Al realizar la prueba de Tukey, mostró que el área incendiada exposición SW es estadísticamente diferente (mayor riqueza y diversidad) a las demás áreas ($P \leq 0.05$), esta misma área fue estadísticamente diferente al área sin incendio con exposición SW ($P \leq 0.05$). Es decir, el área incendiada es la más diversa y la sin incendio con exposición SW, la menos diversa.

De acuerdo con la clasificación de severidad de incendios utilizada por Proença *et al.* (2010) fue una severidad alta porque la sobrevivencia fue cero para algunas especies como *Pinus cembroides*. Después de 22 años la mayoría de los fustes quemados ya se desintegraron, todos los individuos que se encontraron en las áreas incendiadas son producto de la regeneración natural, máxime cerca del borde del incendio. Las especies más resistentes al fuego fueron las del género *Nolina* sobreviviendo la mayoría de los individuos, gracias a su fuste carnoso y a su gruesa capa de hojas muertas. Se pudieron observar rastros del fuego en sus fustes, solo murieron los individuos más jóvenes. También se encontraron individuos vivos de *Pinus pseudostrobus* que sobrevivieron debido a su corteza gruesa.

Las canastas instaladas para captar semillas de *Pinus cembroides* no captaron nada, porque no fue un año semillero.

Ordenación

De las 14 variables que se probaron solo la presencia de incendio, exposición suroeste, altitud, materia orgánica, exposición noreste y porcentaje de arena en el suelo fueron significativas ($P \leq 0.02$), después de realizar la prueba de Monte Carlo a 499 permutaciones. Se obtuvo una inercia total de 9.137 (tabla 1), esto demuestra que es estadísticamente heterogénea y se pueden obtener resultados referentes a la preferencia de hábitat de las especies analizadas. La variable más importante en la distribución de las especies para el eje 1 fue la presencia de incendio y para el eje 2 la pendiente con valores de -0.8783 y 0.5015, respectivamente. Las variables que más se correlacionan positivamente entre si fueron la altitud y la presencia de incendio con un valor de 0.8591 y las que más se correlacionaron negativamente fueron las exposiciones noreste y suroeste con un valor de 0.7035.

Tabla 1.1 Resultados del Análisis de Correspondencia Canónica

Ejes	1	2	3	Inercia total
Eigenvalores	0.792	0.716	0.555	9.137
Correlación especies-ambiente	0.97	0.953	0.888	
% de varianza acumulada especies	8.7	16.5	22.6	
% varianza acumulada especies-ambiente	22.3	42.5	58.2	

Las especies más importantes para el eje 1 fueron *Cercocarpus macrophyllus* y *Coryphantha georgii* y para el eje 2 *Berberis trifoliolata* y *Opuntia robusta*. Se formaron tres asociaciones vegetales (figura 1.6). La primera está definida por especies arbóreas como *Pinus cembroides*, *Quercus sp.*, *Pinus pseudostrobus* y cactáceas como *Thelocactus conothelos* y *Mammillaria heyderi*, lo definen factores como la ausencia de incendio, alto contenido de materia orgánica, exposición noreste, altitud baja y menor pendiente. La segunda asociación está conformada mayormente por especies suculentas como *Hechtia glomerata*, *Echinofossulocactus lloydii*, *Ferocactus echidne*, *Agave lechuguilla* y otras especies como *Cercocarpus macrophyllus*, a esta asociación la definen factores como la presencia de incendio, exposición suroeste, mayor altitud y escasa

materia orgánica. La tercera asociación solo está conformada por *Nolina nelsonii* y *Eysenthartia texana* y la determina la pendiente pronunciada, exposición suroeste, alto contenido de arena en el suelo y escasa materia orgánica.

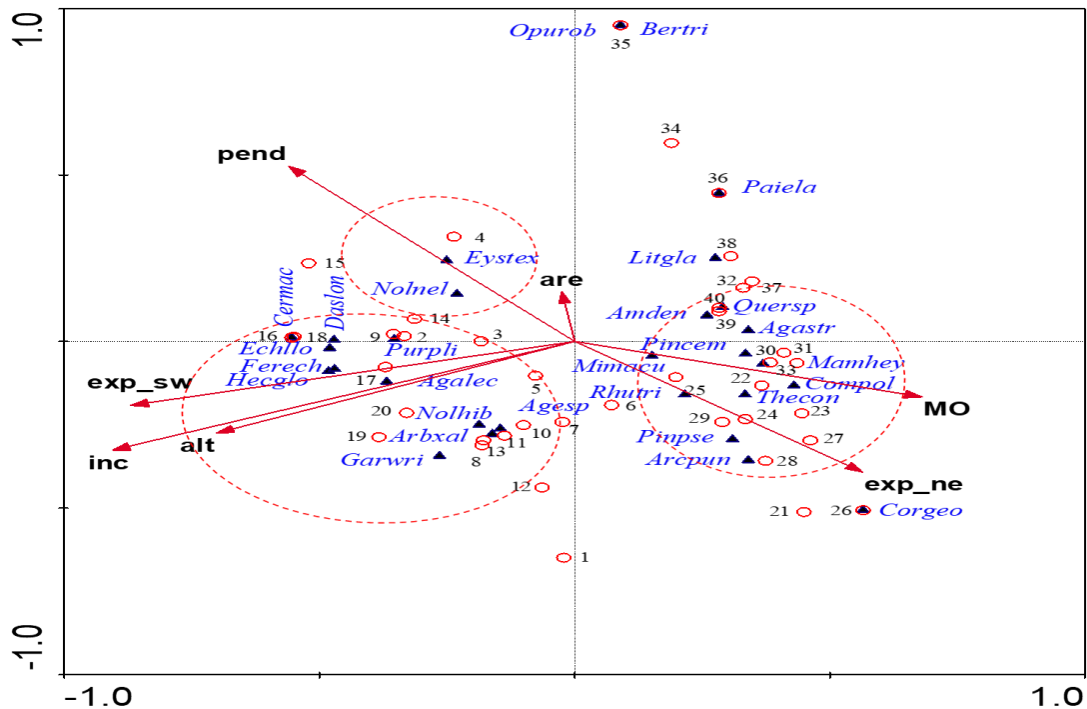


Figura 1.6 Resultado del Análisis de Correspondencia Canónica.

Clave de especies: Agalec = *Agave lechuguilla*, Agastr = *Agave striata*, Agesp = *Ageratina* sp., Amden = *Amelanchier denticulata*, Arbxal = *Arbutus xalapensis*, Arcpun = *Arctostaphylos pungens*, Bertri = *Berberis trifoliolata*, Cermac = *Cercocarpus macrophyllus*, Compol = *Comarostaphylis polifolia*, Corgeo = *Coryphantha georgii*, Daslon = *Dasyllirion longissimum*, Echllo = *Echinofossulocactus lloydii*, Eystex = *Eysenthartia texana*, Ferech = *Ferocactus echidne*, Garwri = *Garrya wrightii*, Hecglo = *Hechtia glomerata*, Litgla = *Litsea glaucescens*, Mamhey = *Mammillaria heyderi*, Mimacu = *Mimosa aculeaticarpa*, Nolhib = *Nolina hibernica*, Nolnel = *Nolina nelsonii*, Opurob = *Opuntia robusta*, Paiela = *Painteria elachistophylla*, Pincem = *Pinus cembroides*, Pimpse = *Pinus pseudostrobus*, Purpli = *Purshia plicata*, Quersp = *Quercus* sp., Rhutri = *Rhus trilobata*, Thecon = *Thelocactus conothelos*.

I.5 DISCUSIONES

La riqueza específica y diversidad de especies es superior a la que reportan González-Tagle *et al.* (2007, 2008); Alanís *et al.* (2008, 2010a, 2010b, 2011, 2012) para bosques mixtos post-incendio de Nuevo León y similar a lo que reportan Alanís *et al.* (2014), posiblemente porque estos autores al igual que en el presente estudio consideraron especies tanto leñosas como suculentas y la

intensidad de muestreo fue similar. En el área de la presente investigación existen factores físicos como son dos exposiciones contrastantes, la altitud, la pendiente y el porcentaje de materia orgánica que la hacen muy diversa.

También se encontró que la exposición suroeste con incendio mostró más riqueza, diversidad y densidad que en las áreas sin incendio, esto podría responder a lo que afirman Canizales *et al.* (2011) que, debido a la severidad del fuego, se abre la cobertura vegetal, incrementando la radiación solar, contribuyendo a la colonización del piso forestal, resultando en una alta riqueza y diversidad. El fuego puede promover la regeneración natural y biodiversidad en comunidades vegetales templadas (Arévalo *et al.*, 2017).

La riqueza y diversidad se comportaron de forma similar a los que mostraron Alanís *et al.* (2008); López *et al.* (2017), quienes mencionan que incrementaron respecto a las áreas sin incendio, en bosques mixtos del noreste de México, después 9 y 19 años, respectivamente. De igual forma, en el presente estudio se encontraron diferencias significativas, que coincide con los resultados de Alanís *et al.* (2008), lo que comprueba que la apertura del dosel causada por el fuego genera condiciones favorables para el establecimiento de las especies arbustivas que están oprimidas por los árboles.

La densidad de las áreas incendiadas es casi el doble a lo que encontraron Alanís *et al.* (2011) en un área incendiadas a 9 años después del del incendio con 2,876 ind. ha⁻¹, probablemente porque en el área de estudio la precipitación es mayor y porque ha transcurrido mucho más tiempo, lo que ha permitido la germinación de semillas y la reproducción vegetativa de algunas especies arbustivas. Sin embargo, la cobertura fue menor a lo que obtuvieron estos autores 12 526.4 m². ha⁻¹. Debido a que en el presente trabajo las especies que se regeneraron primero, son arbustivas con una cobertura de copa muy pequeña.

Se pudo observar en el presente estudio una sobrevivencia del 0 % de los individuos de *Pinus cembroides* en el área incendiada, todos los individuos que

se pudieron apreciar en el área incendiada son producto de la regeneración natural y el *Quercus intricata* fue la especie más importante en estas áreas, esto coincide con lo que encontraron Proença *et al.* (2010) en un bosque de latifoliadas y bosque de pino en Portugal, mencionan que las especies de latifoliadas son más resistentes y resilientes al fuego debido a que presentaron menor mortalidad, a la persistencia de sus retoños, a su estrategia reproductiva y porque en el bosque de pino el fuego fue más intenso por las propiedades químicas del combustible (resina). En otro orden de ideas, Choung y Choung (2019) mencionan que la composición de especies después de un incendio forestal está determinada por la proporción pre-incendio, de especies que utilizan algún tipo de estrategia de reproducción vegetativa.

Un estudio ecopaleontológico reciente, realizado en Finlandia, Suecia y Noruega por Molinari *et al.* (2020), demuestra que la dominancia de los árboles y arbustos está estrechamente relacionada con la quema de biomasa y que las especies intolerantes al fuego pueden desaparecer localmente por lapsos cortos después del incendio. Tal es el caso del *Pinus cembra* en el presente estudio, que no es una especie adaptada al fuego (Keeley, 2012), en comparación con otras especies como *Quercus intricata* y *Nolina hibernica*. Es dominante en áreas sin incendio, pero está casi ausente en áreas incendiadas. El tiempo de ocurrencia del fuego es uno de los factores que más influyen en la estructuración de la composición de las especies (González-Tagle *et al.*, 2008).

Asselin *et al.* (2001) mencionan que los únicos bancos de semillas de las especies de coníferas que no tienen conos serótimos ni se reproducen vegetativamente son los árboles remanentes y confirman que la distancia a estos árboles es el factor más importante en la distribución de esas especies, utilizando ACC. Esto coincide con los resultados del *Pinus cembra* que es una especie que está estrechamente relacionada con la vegetación sin incendio y tiene la desventaja con otros pinos que necesita aves (*Aphelocoma wollweberi* y *Rhynchopsitta terrisi*) y pequeños mamíferos (*Sciurus alleni*, *Otospermophilus variegatus couchii*, entre otros) para dispersar sus semillas. Sin embargo, esto no

aplica para las especies de chaparral, debido a que tienen otras estrategias reproductivas aparte de la dispersión por la fauna, el fuego estimula las semillas para ser germinadas, además, se pueden regenerar asexualmente y sus raíces son muy profundas, capaces de resistir incendios de alta intensidad. El ACC muestra que su distribución está correlacionada positivamente con el fuego y con la altitud para muchas especies. El fuego puede influir directamente en la reproducción y en la eliminación del dosel, proporcionando indirectamente mayor cantidad de luz.

El *Pinus cembroides* se correlacionó positivamente con el porcentaje de materia orgánica, la ausencia de fuego, altitud baja y la exposición noreste, esto coincide con lo que encontraron Rosas-Chavoya *et al.* (2016), quienes mencionan que en un bosque de *Pinus cembroides* de Querétaro los factores que influyeron en su distribución fueron la materia orgánica, la pendiente y la altitud. En este caso, se relacionó negativamente con la altitud porque el incendio ocurrió en las áreas con mayor altitud y su regeneración ha sido muy lenta.

Alanís *et al.* (2012) encontraron mediante un Análisis de Componentes Principales (PCA) que las parcelas se separaban de acuerdo con la exposición. En el presente estudio fue diferente ya que la separación de parcelas obedeció a la presencia o ausencia de fuego. Lo que indica que si existe una diferencia en las especies y factores físicos entre áreas incendiadas y sin incendio.

I.6 CONCLUSIONES

Después de los resultados obtenidos se puede concluir que el fuego favorece la regeneración temprana de las especies esclerófilas (propiciando la regeneración vegetativa) y en menor medida del *Pinus cembroides*, influye en la eliminación de la cobertura para proveer indirectamente mayor cantidad de luz a estas especies arbustivas que en áreas sin incendio están oprimidas por *Pinus cembroides*.

La presencia de fuego, la altitud y la exposición son las variables que determinan la riqueza, diversidad y densidad.

El *Pinus cembroides* fue la especie más afectada por el fuego y *Quercus intricata* la especie más resiliente, todo indica que el fuego le benefició en la regeneración y dispersión.

I.7 REFERENCIAS

- Alanís, E., Aguirre-Calderón, O., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Treviño-Garza, E. J., Aranda-Ramos, R., y Canizales-Velázquez, P. A. (2010b). Efecto de la severidad del fuego sobre la regeneración asexual de especies leñosas de un ecosistema mixto (*Pinus-Quercus*) en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Interciencia*, 35(9), 690-695.
- Alanís, E., Jiménez-Pérez, J., Espinoza-Vizcarra, D., Jurado-Ybarra, E., Aguirre-Calderón, O. A., y González-Tagle, M. A. (2008). Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 14(2), 113-118.
- Alanís, E., Jiménez-Pérez, J., González Tagle, M. A., Treviño Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Yerena-Yamallel, J. I., y Mata-Balderas, J. M. (2014). Efecto de los incendios en la estructura del sotobosque de un ecosistema templado. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(22), 74-85.
- Alanís, E., Jiménez-Pérez, J., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J., y García-Galindo, P. C. (2010a). Efecto de la restauración ecológica post-incendio en la diversidad arbórea del Parque Ecológico Chipinque, México. *Madera y Bosques*, 16(4), 39-54.
- Alanís, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., González-Tagle, M. A., Aguirre-Calderón, O. A., y Treviño-Garza, E. J. (2012). Composición y diversidad de la regeneración natural en comunidades de *Pinus-Quercus* sometidas a una alta recurrencia de incendios en el noreste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4), 1208-1214.

- Alanís, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, O., y Treviño-Garza, E. J. (2011). Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del Parque Ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 31-39.
- Arévalo, J. R., Estrada, C. A. E., Encina, J. A., Villarreal, Q. J. A., Escobedo, J. R., Morales, Y., y Uvalle, S. I. (2017). Fire response of the endangered *Pinus culminicola* stands after 18 years in Cerro El Potosí, northeast Mexico. *Forest Systems*, 26 (3), 4.
- Asselin, H., Fortin, M. J., y Bergeron, Y. (2001). Spatial distribution of late-successional coniferous species regeneration following disturbance in southwestern Quebec boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 140(1), 29-37.
- Barrera, Z. E. J., Granados-Sánchez, D., Granados-Victorino, R. L., y Luna-Cavazos, M. (2018). Caracterización de cuatro bosques de pino piñonero del estado de Zacatecas, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 24(3).
- Beghin, R., Lingua, E., Garbarino, M., Lonati, M., Bovio, G., Motta, R., y Marzano, R. (2010). *Pinus sylvestris* forest regeneration under different post-fire restoration practices in the northwestern Italian Alps. *Ecological Engineering*, 36(10), 1365-1372.
- Bond, W. J., y Keeley, J. E. (2005). Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 20(7), 387-394.
- Canizales, P. A., Jiménez, J., Alanís, E., Aguirre, O. A., Alanís, G., y Meléndez, E. I. (2011). Análisis de la vegetación de sotobosque en áreas incendiadas de bosque mixto de *Quercus-Pinus* en la Sierra Madre Oriental, México. *Revista Ciencia UANL*, 14(3).

- Challenger, A., y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres, En *Capital Natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad (pp. 87-108). México: Conabio.
- Choung, Y., y Choung, M. S. (2019). Biodiversity of burned forests is controlled by the sprouting ability of prefire species in *Pinus densiflora* forests. *Ecological Engineering*, 127, 356-362.
- CONAFOR (2019). *Programa anual de trabajo*. Ciudad de México. México: Secretaría de Medio Ambiente y de Recursos Naturales
- Constante, G. V., Villanueva Díaz, J., Cerano Paredes, J., Cornejo Oviedo, E. H., y Valencia Manzo, S. (2009). Dendrocronología de *Pinus cembroides* Zucc. y reconstrucción de precipitación estacional para el Sureste de Coahuila. *Ciencia Forestal en México*, 34(106), 17-39.
- DETENAL. (1978). Carta de uso de suelo y vegetación G-14-A-17 Zaragoza. Escala 1: 50000. 1ª Edición. México.
- Estes, B. L., Knapp, E. E., Skinner, C. N., Miller, J. D., y Preisler, H. K. (2017). Factors influencing fire severity under moderate burning conditions in the Klamath Mountains, northern California, USA. *Ecosphere*, 8(5), e01794.
- Fang, L., Yang, J., Zu, J., Li, G., y Zhang, J. (2015). Quantifying influences and relative importance of fire weather, topography, and vegetation on fire size and fire severity in a Chinese boreal forest landscape. *Forest Ecology and Management*, 356, 2-12.
- Farjon, A. 2013. *Pinus cembroides*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2013: e.T42350A2974560. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42350A2974560>. Descargado el 31 de agosto de 2019.
- Gernandt, D. S., y Pérez-de la Rosa, J. A. (2014). Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 126-133.

- González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Cotería-Correa, M., Carrillo-Parra, A., y Marroquín-Castillo, J. J. (2013). Producción de hojarasca y retorno de nutrientes vía foliar en un matorral desértico micrófilo en el noreste de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19 (2), 249-262.
- González-Tagle, M. A., Schwendenmann, L., Jiménez, J., y Himmelsbach, W., (2007). Reconstrucción del Historial de incendios y estructura forestal en bosques mixtos de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Madera y Bosques*, 13(2), 51-63.
- González-Tagle, M., Schwendenmann, L., Jimenez, P. J., y Schulz, R. (2008). Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine–oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256(1–2), 161–167.
- Granados, V. R. L., Granados-Sánchez, D., y Sánchez-González, A. (2015). Caracterización y ordenación de los bosques de pino piñonero *Pinus cembroides subsp. orizabensis* de la Cuenca Oriental (Puebla, Tlaxcala y Veracruz). *Madera y Bosques*, 21(2), 23-43.
- Han, J., Shen, Z., Ying, L., Li, G., y Chen, A. (2015). Early post-fire regeneration of a fire-prone subtropical mixed Yunnan pine forest in Southwest China: Effects of pre-fire vegetation, fire severity and topographic factors. *Forest Ecology and Management*, 356, 31-40.
- Ibarra, S. C. y Paz, T. O. (2013). Fauna. En Especies, Sociedad y Hábitat, A. C. (Eds.), *Participación Social y Capital Natural de Zaragoza, Nuevo León* (1ª ed., pp. 54-68). Monterrey, N.L: Instituto Nacional de Desarrollo Social, Programa de Coinversión Social.
- INEGI. (2001a). Mapa raster de climas. Escala 1:1 000 000 (Resolución espacial 250 m). 1ª Edición. México.
- INEGI. (2001b). Conjunto de datos vectoriales fisiográficos. Continúo Nacional. Escala 1:1 000 000. Serie I. 1ª Edición. México.

- Keeley, J. E. (2012). Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of Forest Science*, 69(4), 445-453.
- Lamont, B. B., He, T., y Yan, Z. (2019). Fire as a pre-emptive evolutionary trigger among seed plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 36, 13-23.
- López, M. J. I., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Buendía-Rodríguez, E., y Ramos Reyes, J. C. (2017). Recuperación del estrato arbóreo de un ecosistema de alta montaña impactado por el fuego. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(41), 164-182.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. *Malden, Ma: Blackwell Pub.*
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systematics* 3, 36-71.
- Molinari, C., Carcaillet, C., Bradshaw, RH, Hannon, GE y Lehsten, V. (2020). Fire-vegetation interactions during the last 11,000 years in boreal and cold temperate forests of Fennoscandia. *Quaternary Science Reviews*, 241, 106408.
- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR). Santa Cruz, Bolivia: El País.
- Mueller-Dombois, D., y Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, NY. USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Nakhoul, J., Fernandez, C., Bousquet-Mélou, A., Nemer, N., Abboud, J., y Prévosto, B. (2020). Vegetation dynamics and regeneration of *Pinus pinea* forests in Mount Lebanon: Towards the progressive disappearance of pine. *Ecological Engineering*, 152, 105866.
- Ortiz-Medrano, A., Scantlebury, D. P., Vázquez-Lobo, A., Mastretta-Yanes, A., Piñero, D. (2016). Morphological and niche divergence of pinyon pines. *Ecology Evolution*, 6(9), 2886–2896.

- Palmer, M. W. (1993). Putting things in even better order: the advantages of Canonical Correspondence Analysis. *Ecology*, 74(8), 2215-2230.
- Pavek, Diane S. (1994). *Pinus cembroides*. In: Fire Effects Information System, [online]. United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Available: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/pincem/all.html> [29 de agosto de 2019].
- Proença, V., Pereira, H. M., y Vicente, L. (2010). Resistance to wildfire and early regeneration in natural broadleaved forest and pine plantation. *Acta Oecologica*, 36(6), 626-633.
- Ramos, R. J. C., Treviño-Garza, E., Buendía, R. E., Aguirre-Calderón, O. A., y López, M. J. I. (2017). Análisis de la estructura y distribuciones diamétricas en bosques templados bajo la perspectiva del régimen potencial de fuego. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(13), 164–182.
- Ríos, C. E. D., De Hoogh, R., y Návar-Cháidez, J. J. (2008). Ensayos de especies con pinos piñoneros en el nordeste de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 14(2), 97-104.
- Rosas-Chavoya, M., Granados Sánchez, D., Granados Victorino, R. L., y Esparza, G. S. (2016). Clasificación y ordenación de bosques de pino piñonero del estado de Querétaro. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(33), 52-73.
- Rubio, E. A., González-Tagle, M. A., Alanís-Rodríguez, E., Chávez-Durán, Á. A., y Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Análisis de la estructura y distribuciones diamétricas en bosques templados bajo la perspectiva del régimen potencial de fuego. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 21(3), 281-294.

Sánchez-González, A. (2008). Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques*, 14(1), 107-120.

Ter Braak, C. J. F. (1998). *CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for windows: software for canonical community by ordination* (Center for Biometry: Wageningen, The Netherlands).

ANEXO

Tablas conteniendo los parámetros ecológicos de Ar, Fr, Dr e Índice de Valor de Importancia de las cuatro condiciones analizadas.

Tabla 1.2 Índice de Valor de Importancia del área incendiada exposición noreste

Especie	Abundancia		Frecuencia		Dominancia		IVI
	Ind. ha ⁻¹	Ar	Abs.	Fr	m ² . ha ⁻¹	Dr	
<i>Quercus intricata</i>	1168	22.90	1	1.15	1214.98	23.99	48.04
<i>Ceanothus greggii</i>	1064	20.86	1	1.15	889.06	17.56	39.57
<i>Rhus trilobata</i>	664	13.02	10	11.49	757.20	14.95	39.46
<i>Rhus virens</i>	344	6.74	1	1.15	921.95	18.21	26.10
<i>Lindleya mespiloides</i>	528	10.35	1	1.15	564.14	11.14	22.64
<i>Agave gentryi</i>	336	6.59	7	8.05	131.10	2.59	17.22
<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	192	3.76	7	8.05	157.82	3.12	14.93
<i>Dalea hospes</i>	296	5.80	7	8.05	39.40	0.78	14.63
<i>Cercocarpus mexicana</i>	160	3.14	7	8.05	127.78	2.52	13.71
<i>Quercus</i> sp.	16	0.31	10	11.49	40.86	0.81	12.61
<i>Arbutus xapalensis</i>	8	0.16	8	9.20	23.75	0.47	9.82
<i>Forestiera reticulata</i>	8	0.16	7	8.05	16.71	0.33	8.53
<i>Opuntia stenopetala</i>	8	0.16	7	8.05	0.57	0.01	8.21
<i>Pinus cembroides</i>	224	4.39	1	1.15	132.64	2.62	8.16
<i>Purshia plicata</i>	32	0.63	5	5.75	17.03	0.34	6.71
<i>Agave striata</i>	16	0.31	2	2.30	3.69	0.07	2.69
<i>Ageratina</i> sp.	16	0.31	1	1.15	1.88	0.04	1.50
<i>Ceanothus caeruleus</i>	8	0.16	1	1.15	5.65	0.11	1.42
<i>Nolina nelsonii</i>	2.5	0.05	1	1.15	10.15	0.20	1.40
<i>Calia secundiflora</i>	8	0.16	1	1.15	3.08	0.06	1.37
<i>Nolina hiberica</i>	2.5	0.05	1	1.15	4.24	0.08	1.28
Total	5101	100	87	100	5063.69	100	300

Tabla 1.3 Índice de Valor de Importancia del área incendiada exposición suroeste

Especie	Abundancia		Frecuencia		Dominancia		IVI
	Ind. ha ⁻¹	Ar	Abs.	Fr	m ² . ha ⁻¹	Dr	
<i>Quercus intricata</i>	1096	14.45	10	6.90	1199.56	12.39	33.74
<i>Lindleya mespiloides</i>	1144	15.08	8	5.52	1133.68	11.71	32.31
<i>Nolina hibernica</i>	302.5	3.99	8	5.52	1612.79	16.66	26.16
<i>Agave lechuguilla</i>	1328	17.51	4	2.76	31.07	0.32	20.59
<i>Rhus virens</i>	416	5.48	10	6.90	622.17	6.43	18.81
<i>Arbutus xalapensis</i>	50.5	0.67	3	2.07	1489.16	15.38	18.12
<i>Cercocarpus mexicana</i>	456	6.01	10	6.90	473.12	4.89	17.80
<i>Dalea hospes</i>	488	6.43	10	6.90	211.71	2.19	15.52
<i>Dasyllirion longissimum</i>	352	4.64	8	5.52	332.79	3.44	13.60
<i>Nolina nelsonii</i>	42.5	0.56	4	2.76	841.81	8.69	12.01
<i>Quercus</i> sp.	74.5	0.98	4	2.76	707.83	7.31	11.05
<i>Agave gentryi</i>	320	4.22	7	4.83	135.97	1.40	10.45
<i>Ceanothus greggii</i>	216	2.85	8	5.52	175.08	1.81	10.17
<i>Hechtia glomerata</i>	304	4.01	4	2.76	81.39	0.84	7.61
<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	152	2.00	6	4.14	82.70	0.85	7.00
<i>Opuntia stenopetala</i>	64	0.84	6	4.14	1.73	0.02	5.00
<i>Ageratina</i> sp.	104	1.37	4	2.76	72.40	0.75	4.88
<i>Rhus trilobata</i>	96	1.27	2	1.38	81.24	0.84	3.48
<i>Echinofossulocactus lloydii</i>	48	0.63	4	2.76	2.81	0.03	3.42
<i>Eysenhardtia texana</i>	80	1.05	3	2.07	15.94	0.16	3.29
<i>Ferocactus echidne</i>	32	0.42	4	2.76	2.73	0.03	3.21
<i>Pinus pseudostrobus</i>	18.5	0.24	1	0.69	213.64	2.21	3.14
<i>Amelanchier denticulata</i>	64	0.84	2	1.38	67.87	0.70	2.92
<i>Agave striata</i>	112	1.48	2	1.38	5.59	0.06	2.91
<i>Calia secundiflora</i>	40	0.53	3	2.07	4.84	0.05	2.65
<i>Garrya wrightii</i>	40	0.53	2	1.38	22.43	0.23	2.14
<i>Litsea glaucescens</i>	24	0.32	2	1.38	2.76	0.03	1.72
<i>Pinus cembroides</i>	48	0.63	1	0.69	26.97	0.28	1.60
<i>Purshia plicata</i>	32	0.42	1	0.69	14.68	0.15	1.26
<i>Ceanothus caeruleus</i>	16	0.21	1	0.69	1.57	0.02	0.92
<i>Arctostaphylos pungens</i>	8	0.11	1	0.69	11.31	0.12	0.91
<i>Cercocarpus macrophyllus</i>	8	0.11	1	0.69	2.26	0.02	0.82
<i>Thelocactus conothelos</i>	8	0.11	1	0.69	0.05	0.00	0.80
Total	7584.5	100	145	100	9681.67	100	300

Tabla 1.4 Índice de Valor de Importancia del área sin incendio exposición noreste

Especie	Abundancia		Frecuencia		Dominancia		IVI
	Ind. ha ⁻¹	Ar	Abs.	Fr	m ² . ha ⁻¹	Dr	
<i>Pinus cembroides</i>	835.5	14.44	10	10.87	6979.41	63.14	88.45
<i>Rhus trilobata</i>	1168	20.19	10	10.87	1191.64	10.78	41.84
<i>Quercus intricata</i>	1232	21.29	9	9.78	959.16	8.68	39.75
<i>Agave striata</i>	816	14.10	9	9.78	512.76	4.64	28.52
<i>Rhus virens</i>	248	4.29	9	9.78	174.92	1.58	15.65
<i>Ceanothus greggii</i>	152	2.63	5	5.43	69.83	0.63	8.69
<i>Lindleya mespiloides</i>	184	3.18	2	2.17	239.40	2.17	7.52
<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	64	1.11	5	5.43	69.49	0.63	7.17
<i>Dalea hospes</i>	120	2.07	4	4.35	17.77	0.16	6.58
<i>Pinus pseudostrobus</i>	30.5	0.53	2	2.17	335.36	3.03	5.73
<i>Amelanchier denticulata</i>	176	3.04	1	1.09	168.41	1.52	5.65
<i>Agave stricta</i>	176	3.04	1	1.09	167.62	1.52	5.65
<i>Cercocarpus mexicana</i>	80	1.38	3	3.26	53.67	0.49	5.13
<i>Echinofossulocactus lloydii</i>	120	2.07	2	2.17	0.14	0.00	4.25
<i>Opuntia stenopetala</i>	48	0.83	3	3.26	2.32	0.02	4.11
<i>Ageratina</i> sp.	24	0.41	3	3.26	7.19	0.07	3.74
<i>Arctostaphylos pungens</i>	64	1.11	2	2.17	42.95	0.39	3.67
<i>Thelocactus conothelos</i>	80	1.38	2	2.17	0.76	0.01	3.56
<i>Mammillaria heyderi</i>	80	1.38	2	2.17	0.11	0.00	3.56
<i>Quercus</i> sp.	32	0.55	2	2.17	20.04	0.18	2.91
<i>Arbutus xalapensis</i>	24	0.41	2	2.17	22.04	0.20	2.79
<i>Comarostaphylis polifolia</i>	8	0.14	1	1.09	12.40	0.11	1.34
<i>Forestiera reticulata</i>	8	0.14	1	1.09	5.34	0.05	1.27
<i>Litsea glaucescens</i>	8	0.14	1	1.09	0.88	0.01	1.23
<i>Coryphantha georgii</i>	8	0.14	1	1.09	0.06	0.00	1.23
Total	5786	100	92	100	11053.67	100	300

Tabla 1.5 Índice de Valor de Importancia del área sin incendio exposición noreste

Especie	Abundancia		Frecuencia		Dominancia		IVI
	Ind. ha ⁻¹	Ar	Abs.	Fr	m ² . ha ⁻¹	Dr	
<i>Pinus cembroides</i>	588.5	10.90	9	9.57	5403.30	46.14	66.62
<i>Quercus intricata</i>	2008	37.19	11	11.70	1194.69	10.20	59.10
<i>Rhus virens</i>	864	16.00	10	10.64	1249.80	10.67	37.31
<i>Quercus</i> sp.	144	2.67	5	5.32	2384.50	20.36	28.35
<i>Rhus trilobata</i>	424	7.85	6	6.38	496.05	4.24	18.47
<i>Amelanchier denticulata</i>	264	4.89	7	7.45	357.06	3.05	15.39
<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	232	4.30	7	7.45	206.18	1.76	13.50
<i>Agave striata</i>	128	2.37	5	5.32	45.24	0.39	8.08
<i>Dalea hospes</i>	72	1.33	4	4.26	3.98	0.03	5.62
<i>Litsea glaucescens</i>	112	2.07	3	3.19	36.73	0.31	5.58
<i>Ceanothus greggii</i>	72	1.33	3	3.19	71.19	0.61	5.13
<i>Agave stricta</i>	120	2.22	2	2.13	84.35	0.72	5.07
<i>Cercocarpus mexicana</i>	32	0.59	4	4.26	25.65	0.22	5.07
<i>Painteria elachistophylla</i>	96	1.78	2	2.13	24.19	0.21	4.11
<i>Lindleya mespiloides</i>	40	0.74	3	3.19	18.11	0.15	4.09
<i>Eysenhardtia texana</i>	32	0.59	2	2.13	8.74	0.07	2.80
<i>Opuntia stenopetala</i>	24	0.44	2	2.13	1.45	0.01	2.58
<i>Berberis trifoliolata</i>	40	0.74	1	1.06	64.27	0.55	2.35
<i>Calia secundiflora</i>	32	0.59	1	1.06	4.87	0.04	1.70
<i>Thelocactus conothelos</i>	24	0.44	1	1.06	0.03	0.00	1.51
<i>Nolina nelsonii</i>	10.5	0.19	1	1.06	15.80	0.13	1.39
<i>Comarostaphylis polifolia</i>	8	0.15	1	1.06	10.37	0.09	1.30
<i>Agave lechuguilla</i>	8	0.15	1	1.06	1.51	0.01	1.22
<i>Forestiera reticulata</i>	8	0.15	1	1.06	1.26	0.01	1.22
<i>Ageratina</i> sp.	8	0.15	1	1.06	0.57	0.00	1.22
<i>Opuntia robusta</i>	8	0.15	1	1.06	0.53	0.00	1.22
Total	5399	100	94	100	11710.42	100	300

CAPÍTULO 2

Fototrampeo de mamíferos medianos y grandes en un bosque de pino-encino incendiado de General Zaragoza, Nuevo León

II.1 Resumen

El fototrampeo es una herramienta muy utilizada para monitorear la fauna silvestre ya que no modifica el comportamiento de los animales, es fácil de implementar y resulta muy útil para obtener información de especies crípticas y raras. El presente estudio se realizó en un área incendiada y en una sin incendio en Zaragoza, Nuevo León, teniendo como objetivo determinar si los mamíferos medianos y grandes tienen preferencia por una de las dos áreas, y demostrar si hay una diferencia significativa. Se utilizaron 3 cámaras trampa de 16 y 20 megapíxeles para monitorear los animales. Además, se determinó el Índice de Abundancia Relativa (IAR) para cada especie, asimismo, se realizó un Índice de similitud de Sorensen, así como, una prueba de Chi-cuadrado para comparar registros entre áreas. El venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis* y el coyote *Canis latrans* fueron las especies con mayor presencia con IAR= 7.3, N= 8, cada una. El índice de Sorensen reveló una similitud de 36.4 %. La prueba de Chi-cuadrado no mostró diferencias significativas. A pesar de que el análisis estadístico no diferencia, se pudo observar mayor presencia en el área sin incendio, posiblemente porque aún no se recupera completamente el ecosistema. El venado *Odocoileus virginianus miquihuanensis* fue el único mamífero en estar presente en el área incendiada, porque le favoreció el cambio de estructura causado por el fuego.

II.2 INTRODUCCIÓN

La técnica de fototrampeo, consiste en el uso de cámaras fotográficas que toman automáticamente imágenes, ya que cuentan con sensores infrarrojos que detectan objetos en movimiento, los cuales tienen mayor temperatura que la que

se registra en ambiente, esta característica, la ubica como una herramienta útil para el monitoreo de la fauna (Rovero *et al.*, 2010), ya que no interfiere en el comportamiento de las especies de fauna muestreadas. Además, es económico en comparación con otros métodos y fácil de implementar (CONAFOR *et al.*, 2018). Esta metodología, se usa con más frecuencia para fotografiar mamíferos terrestres y aves de tamaño mediano a grande, pero también ha sido utilizado para mamíferos arbóreos (Oliveira-Santos *et al.*, 2008). Resulta muy útil para monitorear especies crípticas y raras (Chávez *et al.*, 2013). A través del fototrampeo es posible monitorear especies dispersoras de semilla (Perea, 2012), determinar preferencia de hábitat (Mosquera *et al.*, 2014), hábitos alimenticios (Islas y Ceballos, 2018), abundancia relativa y patrones de actividad (Monroy *et al.*, 2011; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012; Cruz *et al.*, 2015; Mella-Méndez *et al.*, 2019), realizar inventarios (Quintana *et al.*, 2016), obtener registros nuevos de especies (Rodríguez *et al.*, 2007; Hidalgo *et al.*, 2013), estimar diversidad (Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014; Pérez y Santos, 2012), estudiar interacciones interespecíficas (Andrade *et al.*, 2020), además, como herramienta para el manejo de la fauna y toma de decisiones (Notario-Kumul *et al.*, 2020). Se ha propuesto la sistematización de las imágenes obtenidas por fototrampeo para ser incluidas en las colecciones científicas (Botello *et al.*, 2007).

En Nuevo León se han registrado 5 279 ejemplares de mamíferos que corresponden 128 especies (Jiménez y CONABIO, 2020) y Contreras-Balderas *et al.* (2008) reportan 419 especies de aves, 412 nativas y 7 exóticas. A escala local, Ibarra y Paz (2013) reportan 57 especies de mamíferos y 205 aves en Zaragoza, Nuevo León. La importancia de este estudio radica en generar información sobre el impacto que ocasionó el fuego en la fauna silvestre, información que es necesaria para manejar el hábitat y las poblaciones de manera adecuada. Pues de no hacerse nunca se va a conocer si las especies han tenido la capacidad de adaptarse a los cambios causados por el incendio. El objetivo de este estudio fue determinar si existe una preferencia de hábitat por las especies de mamíferos.

II.3 MATERIALES Y MÉTODOS

II.3.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la comunidad Santa Rosa, municipio de Gral. Zaragoza, N.L, entre las coordenadas extremas 23°49'14"; 23°47'23" N y 99°47'02"; 99°45'25" W, en un rango de altitud de 2200-2600 m (figura 2.1). El polígono tiene una superficie de 402.55 ha⁻¹, de la cuales 150 ha⁻¹ son de vegetación sin incendio y 152.55 ha⁻¹ de vegetación incendiada. El clima dominante en esta área es templado subhúmedo con lluvias en verano C (w2) (INEGI, 2001a). Además, de acuerdo la estación climatológica de General Zaragoza el área presenta una temperatura promedio anual de 16.6 °C y un acumulado de precipitación anual de 534.9 mm, presentando un pico de precipitación en septiembre. Se encuentra dentro de la provincia fisiográfica de la sierra madre oriental, en la subprovincia de la gran sierra plegada y dentro de las topoformas de sierra en la totalidad de su superficie (INEGI, 2001b). La vegetación natural dominante registrada históricamente es de bosque de pino-encino (DETENAL, 1978). De acuerdo con, Ibarra y Paz (2013) las especies de mamíferos que se pueden encontrar en General Zaragoza son: venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis*, coyote *Canis latrans*, oso negro *Ursus americanus*, ardilla negra *Spermophilus variegatus*, gato montés *Lynx rufus*, puma *Puma concolor stanleyana*, entre otras.

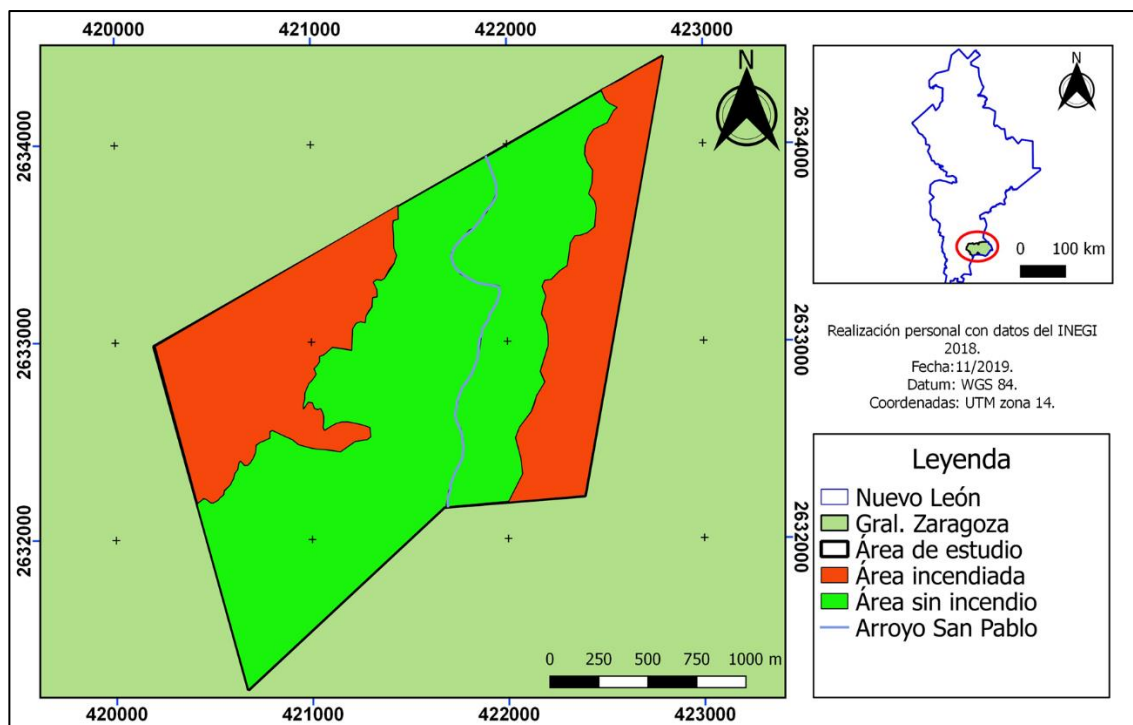


Figura 2.1 Ubicación del área de estudio

II.3.2 Metodología

Se realizó un fototrampeo, por ser un método no invasivo que no altera el comportamiento de las especies. Se colocaron 3 cámaras-trampa marca Apeman, Browning y Cuddeback de 16 y 20 MP, desde el 10 de noviembre de 2019 y se quitaron el 10 de noviembre de 2020. Se distribuyeron en el área de estudio, para fotografiar a los animales y poder interpretar en que áreas tienen mayor actividad, las cámaras se rotaron cada dos meses y se colocaron en áreas de alimentación y corredores (Quintana *et al.*, 2016), no se utilizaron cebos compuestos, sin embargo, el muestreo coincidió, con la muerte de ganado que se murió por causas no conocidas, lo cual se aprovechó para fototrampear especies carroñeras. Además, en áreas cercanas a los muestreos se encontraban parcelas cultivadas de maíz. Las cámaras fueron colocadas a una altura no mayor a 0.5 m del suelo (Hernández *et al.*, 2015), estableciendo dos cámaras en el área incendiada y una en el área natural, porque las primeras son dos fragmentos. Con los registros obtenidos se obtuvo el Índice de Abundancia Relativa y el patrón de actividad de las especies registradas.

El índice de Abundancia Relativa (IAR) se obtuvo mediante la fórmula utilizada por Lira-Torres y Briones-Salas (2012); Mosquera *et al.* (2014); Notario-Kumul *et al.* (2020): $IAR = C/EM * 1000 \text{ días-trampa}$

Donde: C= Capturas o eventos fotografiados.

EM = Esfuerzo de Muestreo (No. de cámaras * días de monitoreo)

1000 días-trampa (Unidad Estándar).

Se consideraron como registros fotográficos independientes sólo los siguientes casos: a) fotografías consecutivas de diferentes individuos, b) fotografías consecutivas de la misma especie separadas por 24 horas. Este criterio es aplicado cuando no se tiene claro si una serie de fotografías corresponden al mismo individuo, de modo que las fotografías tomadas antes de 24 horas se consideran como un solo registro, c) y fotografías no consecutivas de la misma especie (Monrroy *et al.*, 2011; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012).

El patrón de actividad de las especies fotografiadas se obtuvo siguiendo la metodología utilizada por Hernández *et al.* (2015). Solo de las especies que presenten al menos 10 registros independientes. Se agruparon en 3 grupos: a) diurnos, cuando se observe luz solar en las fotografías; b) nocturnos, cuando no se observe luz solar; c) crepusculares, cuando sean tomadas al amanecer desde las 6:00-8:00 h (horas) o al atardecer desde las 18:00-20:00 h.

Para determinar la similitud de los sitios se utilizó el índice de Sorensen (Magurran, 2004).

$$IS_s = \frac{2c}{A + B}$$

Dónde: IS_s = semejanza, c= número de especies en común, A el total de especies del sitio A y B las especies del sitio B.

Se realizó una prueba de Chi-cuadrado para comparar los registros independientes de las dos áreas. Además de una prueba de t-student para

comparar el Índice de Abundancia Relativa y el número de registros entre especies.

II.4 RESULTADOS

Se realizó un esfuerzo de muestreo de 1095 días-trampa, se obtuvieron 30 registros independientes y se capturaron un total de nueve especies correspondientes a nueve géneros y 8 familias. Se obtuvo la captura fotográfica de cinco mamíferos medianos y grandes, venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis*, IAR= 7.30, N= 8; coyote *Canis latrans*, IAR= 7.30, N= 8; oso negro *Ursus americanus* IAR= 1.82, N=2; gato montés *Linx rufus* IAR= 1.82, N= 2; *Urocyon cinereoargenteus* IAR= 0.91, N=1. Además, tres mamíferos pequeños, ardilla de Nuevo León *Sciurus alleni*, IAR= 0.91, N=1; ardillón negro de roca *Otospermophilus variegatus couchii* IAR= 4.44, N= 2 conejo *Sylvilagus* sp. IAR= 0.91, N=1 y un ave, chara pecho gris o azulejo *Aphelocoma wollweberi*, IAR= 4.56, N= 5 (ANEXO FOTOGRÁFICO).

En el área incendiada solo se encontraron dos especies, venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis* y el azulejo *Aphelocoma wollweberi*, con seis y un registro independiente, respectivamente. En el área sin incendio se encontraron las nueve especies. El venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis* y el coyote *Canis latrans* fueron las especies que tuvieron más presencia con el 27 % de los registros cada una. Fue más abundante el venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis* en el área incendiada y se fotografió tanto de día como de noche y se registraron seis machos y 2 hembras. Tuvieron actividad desde las 6:00 a las 12:00 h y desde las 18:00-3:30 h, las hembras solo se registraron de noche de las 24:30-3:30 h, se pudo observar a una venada preñada que se acostó a las 3:30 h. También se pudo observar que los machos pierden sus astas en marzo, les comienzan a salir en mayo y en julio se pudieron apreciar astas con terciopelo. Se encontraron venados depredados por coyote *Canis latrans* en el mes de enero, se fotografiaron con una cámara de celular, pero esas fotos no se integraron a los registros.

También, se registraron especies como el coyote *Canis latrans* y el oso negro *Ursus americanus* comiendo carroña, en una misma foto.

Cabe mencionar que el oso negro *Ursus americanus* es una especie en peligro de extinción de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 y la ardilla de Nuevo León *Sciurus alleni*, una especie endémica del norte del país. No se determinó el patrón de actividad porque no se tuvieron suficientes registros independientes.

El índice de similitud de Sorensen mostró una similitud entre las dos áreas del 36.4 %. Sin embargo, la prueba de Chi-cuadrado no mostró diferencias estadísticamente significativas ($P > 0.05$) en la cantidad de registros independientes del área incendiada y del área sin incendio.

El Índice de Abundancia Relativa y el número de individuos si fue estadísticamente diferente entre especies ($P \leq 0.05$), de acuerdo con lo que arrojó la prueba de t-student.

II. 5 DISCUSIONES

En el área incendiada solo se presentó el venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis* y en el área sin incendio ocho especies de mamíferos, esto coincide con lo que encontraron Michalski y Peres (2007) en el bosque tropical del Amazonas, ellos mencionan que el tamaño de los fragmentos incendiados fue la variable más explicativa de la riqueza y abundancia de mamíferos y mencionan que en los fragmentos más pequeños se encontraron menor riqueza de mamíferos grandes y más pequeños. Probablemente, el área incendiada del presente estudio es muy pequeña y es posible que las especies que no se capturaron necesiten más espacio y cobertura para realizar sus actividades.

Las especies de mamíferos fotografiadas representan el 14 % de lo que reportan Ibarra y Paz (2013), mencionan que, en el municipio de Zaragoza, Nuevo León existen 57 especies de mamíferos incluyendo roedores y quirópteros. Sin embargo, fueron muy pocas especies las que se fotografiaron, y muy pocos los

registros los que se obtuvieron, esto podría deberse a que las poblaciones están muy bajas debido a la presión humana.

En el presente estudio el venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis* fue una de las especies con más registros, igual que el coyote *Canis latrans*, esto comprueba que son especies con alto éxito de trampeo tal como lo mencionan estudios realizados en Norteamérica (Pina *et al.*, 2004; Kelly y Holub, 2008) y en el centro de México (Monroy *et al.*, 2011).

Diversos autores han documentado que el venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis* tiene mayor actividad durante el crepúsculo de manera general, es decir, al amanecer y al oscurecer (Ramírez, 2004; Galindo y Weber, 2005; Gallina *et al.* 2005; Gallina y Bello, 2014). En contraste con el presente trabajo que presentó una actividad desde las 6:00-12:00 h, por la tarde a las 18:00 h y desde las 24:00-3:30 h, mayormente de día y de noche. La actividad de la mañana es similar a lo que reportaron Monroy *et al.* (2011), quienes reportan una actividad entre las 8:00-12:00 h, pero muy diferente a lo que reportan en la noche 20:00-22:00 h y similar al tercer pico de 24:00-2:00 h, sin embargo, en ningún estudio está documentada actividad de esta especie después de las 2:00 h. Alrededor de las 3:00 h podría ser la hora en que comienzan a descansar en el área de estudio porque se pudo observar que el individuo se acostó a esa hora.

La caída y crecimiento de las astas coincide con lo que menciona Carrillo (2013), este autor señala que la caída de las astas en el norte del país inicia en marzo, comienzan a crecer en mayo e intensifican su crecimiento en junio, julio y agosto, en el presente estudio se observó la caída en un individuo a finales de marzo, en los primeros días de mayo se le pudo notar a otro venado los botones y en julio ya se pudieron ver las astas con terciopelo.

En el presente estudio el *Canis latrans* no se presentó en las áreas incendiadas esto coincide con lo que menciona Borchert (2012), que prefiere las áreas no incendiadas, en un bosque de coníferas de California.

Se registraron individuos de coyote *Canis latrans* alimentándose de carroña de ganado desde las 14:00 horas a las 7:00 horas, con lo que se pudo constatar que esta especie participa en el consumo y eliminación de carroña (Cruz-Espinoza *et al.*, 2010). Se pudo realizar la captura fotográfica de hasta 3 individuos en la misma foto y una donde está un coyote *Canis latrans* como a 10 m de la carroña, mientras un oso negro *Ursus americanus* está comiendo, algo que no se había registrado antes. Esto ocurrió el 26 de julio, desde las 21:39 a las 21: 58 h, solo duró 19 minutos comiendo, pero el coyote *Canis latrans* ya no se acercó incluso después de que se fue el oso *Ursus americanus*. Probablemente el oso negro *Ursus americanus* se mantuvo cerca de la carroña, pero lejos del campo visual de la cámara. Estos datos coinciden con lo que mencionan Gavito *et al.*, (2012) que su dieta está compuesta por vegetales y material de origen animal como carroña, peces, insectos y mamíferos. Por otro lado, Peña-Mondragón y Castillo (2013) mencionan que, en áreas adyacentes al presente estudio, pobladores reportan depredación de bovinos, equinos, burros, caprinos, ovinos y porcinos por el oso negro *Ursus americanus*. Sin embargo, en un estudio realizado por Juárez-Casillas y Varas (2013) en Sierra Picachos, Nuevo León, no encontraron componentes del ganado doméstico dentro de su dieta. Probablemente depreda ganado o consume carroña de manera aislada. Así mismo, en la segunda fotografía se encontró dentro de una parcela donde se siembra maíz y se encontraron rastros donde estuvo comiendo.

Las fotografías del gato montés *Linx rufus* coinciden con lo que reportan Islas y Ceballos (2018), entre las 11:00-17:00 h y 18:00-05:00 h, una fotografía del presente trabajo se registró a las 14:42 h cuando un individuo se dirigía a un aguaje y estos autores mencionan que en su trabajo un individuo se capturó a las 14:28 h, alimentándose de una ardilla arborícola *Sciurus aureogaster*, esto confirma que esta especie está activa a esta hora, buscando alimento.

La especie *Aphelocoma wollweberi* solo se presentó de día, coincide con los avistamientos reportados por algunos autores (Contreras-Lozano y Ballesteros-Medrano, 2015; McCune, 2016).

II.6 CONCLUSIONES

A pesar de que la prueba de Chi-cuadrado no mostró diferencias significativas en los registros de las dos áreas, la fauna tuvo mayor presencia en el área sin incendio, posiblemente porque el área incendiada aún está en una etapa de sucesión temprana y la vegetación todavía no se ha regenerado lo suficiente para propiciar un hábitat con la cobertura adecuada, para todas las especies presentes en el área sin incendio.

El venado cola blanca *Odocoileus virginianus miquihuanensis* fue la única especie de mamíferos que tuvo presencia en el área incendiada, esto evidencia la gran plasticidad de la especie y también que el cambio en la estructura de la vegetación provocado por el fuego le ha beneficiado, debido al rebrote del chaparral de montaña que le sirve de alimento.

Resulta más difícil fototrampear en el área incendiada debido a que existe una red de senderos y son muchas las posibilidades donde pueden pasar los animales.

II.7 REFERENCIAS

- Andrade, P. G. P., Gallina, S., Gómez-Valencia, B., y Lira-Noriega, A. (2020). Coexistencia de *Vulpes macrotis* y *Canis latrans* (Carnivora: Canidae) en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 91.
- Botello, F., Monroy, G., Illoldi-Rangel, P., Trujillo-Bolio, I., y Sánchez-Cordero, V. (2007). Sistematización de imágenes obtenidas por fototrampeo: una propuesta de ficha. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78(1), 207-210.
- Borchert, M. I. (2012). Mammalian carnivore use of a high-severity burn in conifer forests in the San Bernardino Mountains of southern California, USA. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 23(2), 51-57.

- Carrillo, M. F. (2013). Ciclo del desarrollo de las astas del venado cola blanca *Odocoileus virginianus yucatanensis* en condiciones de cautiverio. *Revista de la Universidad Autónoma de Yucatán*, (263), 20-30.
- Chávez, C., De la Torre, H., Bárcenas, R. A., Medellín, Zarza, H., y G., Ceballos. (2013). *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre*. El jaguar en México como estudio de caso. México: Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México.
- CONAFOR., Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN)., Agencia de Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) y Servicio Forestal de los Estados Unidos (USFS). (2018). *Manual para trazar la Unidad de Muestreo en bosques, selvas, zonas áridas y semiárida. BIOCOMUNI-Monitoreo Comunitario de la Biodiversidad, una guía para núcleos agrarios*. México: Comisión Nacional Forestal, Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza.
- Contreras-Balderas, A. J., González-Rojas, J. I., García-Salas, J. A. y Ruvalcaba-Ortega, I. (2008). Nuevo León. En Ortiz-Pulido, R., Navarro-Sigüenza, A., Gómez de Silva, H., Rojas-Soto, O. y Peterson, A. T (Eds.), *Avifaunas Estatales de México* (pp. 165-198). Pachuca, Hidalgo, México: CIPAMEX.
- Contreras-Lozano, J. A., y Ballesteros-Medrano, O. (2015). Mexican jay *Aphelocoma wollweberi* predation on baird's rat snake *Pantherophis bairdi* in Nuevo León, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 31(3), 486-487.
- Cortés-Marcial, M., y Briones-Salas, M. (2014). Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 1433-1448.
- Cruz-Espinoza, A., Pérez, G. E. G., y Santos-Moreno, A. (2010). Dieta del Coyote *Canis Latrans* en Ixtepeji, Sierra Madre de Oaxaca, México. *Naturaleza y Desarrollo*, 8(1), 33-45.

- DETENAL. (1978). Carta de uso de suelo y vegetación G-14-A-17 Zaragoza. Escala 1: 50000. 1ª Edición. México.
- Galindo, C. y Weber, M. (2005). Venado cola blanca. En G. Ceballos y G. Oliva (Eds.), *Los mamíferos silvestres de México* (pp. 517- 521). Hong Kong, China: Fondo de Cultura Económica y CONABIO.
- Gallina, S., Corona-Zárate P., y J. Bello. 2005. El comportamiento del venado cola blanca en zonas semiáridas del Noreste de México. En Sánchez-Cordero, V., y R. A. Medellín (Eds.), *Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa* (pp. 193-203). D. F., México: Instituto de Biología de la UNAM, Instituto de Ecología de la UNAM, CONABIO.
- Gallina, S., y Bello, G. J. (2014). Patrones de actividad del venado cola blanca en el noreste de México. *Therya*, 5(2), 423-436.
- Gavito, P. F. R., Ruiz-Olvera, T., y Delgadillo, V. J (2012). *Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Oso negro americano (Ursus americanus)* (1ª ed.). México: SEMARNAT, CONANP.
- Hernández, E., Reyna, H. R., Castillo, V. G., Sanvicente, L. M., y Moreira, R. J. F. (2015). Fototrampeo de mamíferos terrestres de talla mediana y grande asociados a petenes del noroeste de la península de Yucatán, México. *Therya*, 6(3), 559-574.
- Hidalgo, M. M. G., Contreras-Moreno, F. M., Pérez-Solano, L. A., y Hernández-Lara, C. (2013). Primeros registros de coyote *Canis latrans* en Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(3), 1012-1017.
- Ibarra, S. C. y Paz, T. O. (2013). Fauna. En Especies, Sociedad y Hábitat, A. C. (Eds.), *Participación Social y Capital Natural de Zaragoza, Nuevo León* (1ª ed., pp. 54-68). Monterrey, N.L: Instituto Nacional de Desarrollo Social, Programa de Coinversión Social.
- INEGI. (2001a). Mapa raster de climas. Escala 1:1 000 000 (Resolución espacial 250 m). 1ª Edición. México.

- INEGI. (2001b). Conjunto de datos vectoriales fisiográficos. Continúo Nacional. Escala 1:1 000 000. Serie I. 1ª Edición. México.
- Islas, F. L., y Ceballos, G. (2018). Depredación de un cincuate *Pituophis lineaticollis* y una ardilla arborícola *Sciurus aureogaster* por un gato montés *Lynx rufus escuinapae* en el parque estatal Hermenegildo Galeana, Estado de México. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*, 8(1), 1-7.
- Jiménez, G. A., y CONABIO. (2020). Mamíferos de Nuevo León: *distribución y taxonomía*. Versión 1.7. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. Disponible en: <https://doi.org/10.15468/c4u54l> accedido vía GBIF.org on 2020-11-10.
- Juárez-Casillas, L. A., y Varas, C. (2013). Evaluation of black bear *Ursus americanus* diet and consequences in its conservation in Sierra de Picachos, Nuevo León, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(3), 970-976.
- Kelly, M. J. y Holub, E. L. (2008). Camera trapping of carnivores: Trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeast Naturalist*, 15(2), 249–262.
- Lira-Torres, I., y Briones-Salas, M. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28(3), 566-585.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. *Malden*, Ma: Blackwell Pub.
- McCune, K. B. (2016). Mexican jays *Aphelocoma wollweberi* prey on bats in Arizona. *The Southwestern Naturalist*, 61(2), 146-148.
- Mella-Méndez, I., Flores-Peredo, R., Pérez-Torres, J., Hernández-González, S., González-Uribe, D. U., y del Socorro Bolívar-Cimé, B. (2019). Activity patterns and temporal niche partitioning of dogs and medium-sized wild

- mammals in urban parks of Xalapa, Mexico. *Urban Ecosystems*, 22(6), 1061-1070.
- Michalski, F., y Peres, C. A. (2007). Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, 21(6), 1626-1640.
- Monroy, V. O., Zarco-González, M. M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., y Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 373-383.
- Mosquera, M. D. M., Corredor, G., Pedro, C., y Armbrecht, I. (2014). Camera trapping for walking birds and associated mammals in Farallones de Cali foothills. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 18(2), 144-156.
- Notario-Kumul, S. M., Guascón, O. G. R., y Contreras, J. A. V. (2020). Mantenimiento de fauna silvestre durante la temporada de secas mediante parcelas de manejo. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 23(15), 1-12.
- Oliveira-Santos, L. G., Tortato, M.A. y Graipel, M.E. (2008). Activity pattern of Atlantic Forest small arboreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology*. 24, 563-567.
- Peña-Mondragón, J. L., y Castillo, A. (2013). Depredación de ganado por jaguar y otros carnívoros en el noreste de México. *Therya*, 4(3), 431-446.
- Perea, R. (2012). Dispersión y predación de semillas por la fauna: Implicaciones en la regeneración forestal de bosques templados. *Ecosistemas* 21(1-2), 224-229.
- Pérez, I. G., y Santos, S. A. (2012). Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(1), 164-169.

- Pina, G. P. L., Gamez, R. A. C., y González, C. A. L. (2004). Distribution, habitat association and activity patterns of medium and large sized mammals of Sonora, Mexico. *Natural Areas Journal*, 24, 354-357.
- Quintana, D. L. E., Acevedo, M. C., Plese, T., Ruales, C. A. D., y Monsalve, S. (2016). Análisis de la biodiversidad de fauna vertebrada en una finca de Caldas, Antioquia. *Revista de Medicina Veterinaria*, (32), 51-63.
- Ramírez, R. G. (2004). *Nutrición del venado cola blanca*. Monterrey, Nuevo León: Universidad Autónoma de Nuevo León-Unión Ganadera Regional de Nuevo León-Fundación Produce Nuevo León, AC.
- Rodríguez, M, L., Vázquez, J., y Bautista, A. (2007). Primer registro del gato montés *Lynx rufus* en el parque nacional La Malinche, Tlaxcala, México. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*, 11(1), 80-84.
- Rovero, F., Tobler., M. Sanderson, J. (2010). Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. In Eymann, J., Degreef, J., Häuser, C., Monje, J. C., Samyn, Y., y Vanden-Spiegel, D (Eds., vol 8., pp. 100-128). *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring*. Belgica: The Belgian National Focal Point to the Global Taxonomy Initiative.

ANEXO FOTOGRÁFICO



Fotografía 2. 1 *Odocoileus virginianus miquihuanensis* en área incendiada



Fotografía 2. 2 Hembra de *Odocoileus virginianus miquihuanensis*



Fotografía 2. 3 *Odocoileus virginianus miquihuanensis* en área sin incendio



Fotografía 2. 4 *Canis latrans* en área sin incendio



Fotografía 2. 5 *Ursus americanus* comiendo carroña y *Canis latrans* al fondo



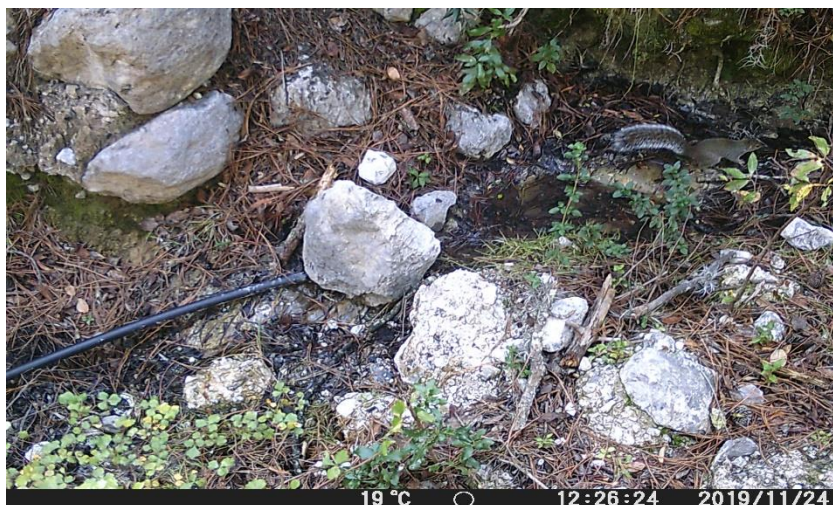
Fotografía 2. 6 *Urocyon cinereoargenteus* en área natural



Fotografía 2. 7 *Linx Rufus* cruzando agujero



Fotografía 2. 8 *Sylvilagus* sp. en un cultivo de maíz



Fotografía 2. 9 *Sciurus alleni* en aguaje



Fotografía 2. 10 *Aphelocoma wollweberi*



Fotografía 1. 11 *Otospermophilus variegatus couchii*